

Landschaftspflegekonzept Bayern



Band II.9

Lebensraumtyp
Streuwiesen



Bayerisches
Staatsministerium
für Landesentwicklung
und Umweltfragen

ANL Bayerische Akademie
für Naturschutz und
Landschaftspflege

Landschaftspflegekonzept Bayern

Band II. 9
Lebensraumtyp
Streuwiesen

Herausgeber:
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
in Zusammenarbeit mit der
Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)
D-83410 Laufen/Salzach, Postfach (83406) 1261
Telefon (08682) 7097 - 7098, Telefax (08682) 9497 und 1560

1995

Titelbild: Mehlsprimelasspekt bei Obersöching/WM (1982:
Schon allein die überwältigende Blütenpracht einer noch bewirtschafteten Streuwiese verbietet jeden Disput über die Pflegenotwendigkeit dieses in den letzten Jahrzehnten zum Mangelbiotop geschrumpften Lebensraumes.
(Foto: A. Ringler)

Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9 Lebensraumtyp Streuwiesen

ISBN 3-931175-08-1

Zitiervorschlag: Quinger, B., Schwab, U., Ringler, A., Bräu, M., Strohwasser R. & Weber, J. (1995):
Lebensraumtyp Streuwiesen.- Landschaftspflegekonzept Bayern,
Band II.9 (Alpeninstitut GmbH, Bremen); Projektleiter A. Ringler
Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
(ANL), 396 Seiten; München

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Auftraggeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2, 81925 München, Tel. 089/9214-0

Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH, Bremen
Friedrich Mißler- Straße 42, 28211 Bremen, Tel. 0421/20326

Projektleitung: Alfred Ringler

Bearbeitung: Burkhard Quinger (Kap. 1.3.2, 1.3.3, 1.4.2, 1.4.3, 1.7, 1.8, 1.10, 2.1-2.3, 2.5, 2.6, 4.2.1, 4.2.5,
5.3; Beiträge zu Kap. 1.3.1, 1.6, 1.9, 1.11, 4.2.2, 4.2.4)
Ulrich Schwab (Kap. 1.1, 1.2, 1.4.1, 1.8, 1.9, 1.11, 4.2.1, 4.2.2, 4.2.4, 4.2.6, 5.1, 5.2;
Beiträge zu Kap. 1.3.2, 1.10, 2.3, 2.5, 4.2.3)
Alfred Ringler (Kap. 1.3.1, 2.1.1.4, 4.1, 4.3, Beiträge zu Kap. 1.1, 1.2, 1.8, 4.2.1)
Markus Bräu (Kap. 1.5 und 4.2.2.2.2.; Faunateile in den Kap. 1.9, 2.1, 2.2)
Ralph Strohwasser (Kap. 1.6, 2.4, 3.1 - 3.4, 4.2.3.1, Beiträge zu Kap. 2.1.1)
Jochen Weber (Kap. 1.9.2, 1.9.3, 2.1.1.5; Beiträge zu Kap. 1.4.1;
Verfasser des 1. Band Entwurfes)

Mitarbeit: Gabriela Schneider (Kap. 1.11.2.4, Beiträge zu Kap. 1.8)
Christoph Stein (Kap. 1.11.2.3, Beiträge zu Kap. 1.8)
Thomas Eberherr (Beitrag Kap. 4.4)

Zeichnungen: Christian Schuh-Hofer

Redaktion: Susanne Arnold, Gerda Killer

Schriftleitung und Redaktion bei der Herausgabe: Michael Grauvogl (StMLU)
Dr. Notker Mallach (ANL)
Marianne Zimmermann (ANL)

Hinweis: Die im Landschaftspflegekonzept Bayern (LPK) vertretenen Anschauungen und Bewertungen sind Meinungen des oder der Verfasser(s) und werden nicht notwendigerweise aufgrund ihrer Darstellung im Rahmen des LPK vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geteilt.

Die Herstellung von Vervielfältigungen - auch auszugsweise - aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz: ANL

Druck: Fa. Grauer, Laufen

Druck auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)

Vorwort

Mit dem Landschaftspflegekonzept Bayern wird erstmalig eine umfassende Zusammenschau wesentlicher aktueller Erkenntnisse zur Pflege und Entwicklung ökologisch wertvoller Lebensräume vorgelegt.

Das Landschaftspflegekonzept

- sammelt und bewertet Erfahrungen mit der Pflege naturnaher Lebensräume,
- gibt Empfehlungen für extensive Bewirtschaftung und
- formuliert Leitbilder für eine naturschutzfachlich begründete und von der Gesellschaft mitgetragene Landschaftsentwicklung.

Damit ist das Landschaftspflegekonzept eine Grundlage für Maßnahmen zur Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogramms und trägt zugleich dem Auftrag des Bayerischen Landtags im Beschluß vom 5. April 1984, Nr. 10/3504, Rechnung.

Die Fachaussagen des Landschaftspflegekonzeptes wurden von externen Fachleuten erarbeitet, die von Mitarbeitern der Naturschutzverwaltung unterstützt wurden. Ihnen gebührt für ihr Engagement bei der Ausarbeitung des umfangreichen, bisher in dieser Form einmaligen Werks, besonderer Dank.

Die Umsetzung des Landschaftspflegekonzepts muß die aktuelle Situation vor Ort berücksichtigen. Die hier gewonnenen Erfahrungen werden in Ergänzungen und Aktualisierungen des Landschaftspflegekonzepts einfließen müssen. Schon deshalb soll und kann das Werk weder gegenüber Behörden noch Dritten Verbindlichkeit entfalten. Zudem ersetzt die Einhaltung der im Landschaftspflegekonzept gemachten Vorschläge weder ein für Landschaftspflegemaßnahmen erforderliches Verwaltungsverfahren noch die Zustimmung von Grundstückseigentümern und Nutzungsberechtigten. Die Umsetzung der fachlichen Aussagen bedarf zudem im konkreten Einzelfall stets der sachgerechten Abwägung gegenüber bestehenden Rechten und Nutzungen.

Das Landschaftspflegekonzept Bayern ist in erster Linie als fachliche Handreichung und Entscheidungshilfe für die Arbeit der Naturschutzbehörden in Umsetzung des Bayerischen Naturschutzgesetzes gedacht. Daneben kann es auch anderen Behörden, Kommunen, Verbänden und Fachleuten als Arbeitsgrundlage dienen, die die Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege unterstützen. Es soll darüber hinaus zu einem engeren fachlichen Zusammenwirken aller in Natur und Landschaft tätigen Kräfte beitragen und damit die Chance verbessern, die vorhandenen ökologisch wertvollen Lebensräume für die Zukunft zu sichern und in verarmten Landschaften neue Lebensräume zu schaffen.

München/Laufen im November 1995

Bayerisches Staatsministerium
für Landesentwicklung und
Umweltfragen

Bayerische Akademie
für Naturschutz und
Landschaftspflege

Inhaltsverzeichnis

	Einführung	19
1	Grundinformationen	21
1.1	Charakterisierung	21
1.1.1	Allgemeine Erscheinung, Komplexaufbau, Struktur	21
1.1.2	Syntaxonomischer Überblick	22
1.1.3	Abgrenzung zu anderen Lebensraumtypen	24
1.2	Wirkungsbereich	25
1.3	Standortverhältnisse	25
1.3.1	Hydrogeologische Voraussetzungen, Bodenverhältnisse	26
1.3.1.1	Mineralische Böden	26
1.3.1.2	Niedermoore, Moor- und Anmoorgleye	27
1.3.1.3	Hoch- und Übergangsmoore	30
1.3.2	Wasserhaushalt	31
1.3.2.1	Grund- und Stauwasser	31
1.3.2.2	Überflutungen und Überstauungen	33
1.3.2.3	Vergleich des Wasserhaushalts einiger wichtiger Streuwiesentypen	33
1.3.3	Nährstoffe und Basenversorgung	34
1.3.3.1	Stickstoff	35
1.3.3.2	Phosphor	35
1.3.3.3	Kalium	36
1.3.4	Strahlung und Temperatur, Bestandsklima	36
1.4	Pflanzenwelt	37
1.4.1	Pflanzenökologische Grundlagen	37
1.4.1.1	Phänologie	37
1.4.1.2	Lebensformenspektrum	37
1.4.1.3	Morphologische Anpassungen an den Wasserhaushalt	39
1.4.1.4	Nährstoffhaushalt einiger Streuwiesenpflanzen	39
1.4.1.5	Vegetative und generative Verbreitung	40
1.4.2	Artenspektrum der Streuwiesen-Lebensräume	42
1.4.2.1	Gefäßpflanzen	42
1.4.2.1.1	Allgemein in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommende Arten	43
1.4.2.1.2	Artengruppen verschiedener Standort-Typen in basenreichen Streuwiesen-Lebensräumen	46
1.4.2.1.3	Artengruppen verschiedener Standort-Typen in basenarmen Streuwiesen-Lebensräumen	48
1.4.2.1.4	Arten verschiedener Arealtypen	49
1.4.2.1.5	Naturschutz- und pflegerelevante Eigenschaften von ausgewählten Arten der Streuwiesen-Lebensräume	54
1.4.2.2	Moose	70

1.4.2.2.1	Für bestimmte Standort-Konfigurationen in Streuwiesen-Lebensräumen charakteristische Artengruppen	70
1.4.2.2.2	Naturschutz- und pflegerelevante Eigenschaften einiger ausgewählter Moosarten der Streuwiesen-Lebensräume	73
1.4.3	Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen	75
1.4.3.1	Pfeifengraswiesen	76
1.4.3.2	Kleinseggen-, Kopfbinsen- und Haarbinsenrieder	78
1.4.3.3	Binsen-Sümpfe und Binsen-Quellrieder	85
1.4.3.4	Großseggen-Streuwiesen, Großseggenrieder, Fadenseggenrieder und Röhrichte	87
1.4.3.5	Übersicht zur Vegetation der Hoch- und Übergangsmoore, der Bruch- und Moorwälder	90
1.5	Tierwelt	93
1.5.1	Anpassungen von Tieren an Streuwiesen-Lebensräume	94
1.5.1.1	Einfluß des Standorts auf die Zusammensetzung der Zoozönose	94
1.5.1.2	Die Bedeutung der Vegetation als Nahrungs- und Strukturressource	95
1.5.1.3	Einpassung des Lebenszyklusses von Streuwiesentieren in den Nutzungs- bzw. Pflegerhythmus	98
1.5.2	Artenspektren in Streuwiesen-Lebensräumen	98
1.5.2.1	Säugetiere	100
1.5.2.2	Vögel	100
1.5.2.3	Reptilien und Amphibien	105
1.5.2.4	Tagfalter	106
1.5.2.5	Heuschrecken	117
1.5.2.6	Weitere Insektengruppen	123
1.6	Traditionelle Bewirtschaftung	133
1.6.1	Zur Entstehung von Streuwiesen	133
1.6.1.1	Hypothesen zur Entstehung erster streuwiesenartiger Vegetationsbestände	133
1.6.1.2	Weidewirtschaft auf Streuwiesenstandorten	134
1.6.1.3	Entwicklung der Streuwiesenwirtschaft	135
1.6.2	Bewirtschaftungspraxis der Streu- und Riedwiesen	136
1.6.2.1	Mähzeitpunkt und Mähhäufigkeit, Pflege nach landbaulichen Gesichtspunkten	136
1.6.2.2	Bergung des Schnittguts	137
1.6.2.3	Weitere Bewirtschaftungsweisen	138
1.6.2.3.1	Be- und Entwässerungen	138
1.6.2.3.2	Kaltwasserröste	138
1.6.2.3.3	Nutzung des Gehölzaufwuchses	138
1.6.2.3.4	Torfnutzung	138
1.6.2.3.5	Bodenmeliorierung	138
1.7	Für die Existenz wesentliche Lebensbedingungen	138
1.7.1	Standortbedingungen	138
1.7.2	Nutzungseinflüsse	140

1.8	Verbreitung in Bayern	141
1.8.1	Landesweiter Überblick	141
1.8.2	Streuwiesenverbreitung in den Hauptnaturräumen	141
1.8.3	Verteilung auf die Landkreise	145
1.8.3.1	Regierungsbezirk Oberbayern	146
1.8.3.2	Regierungsbezirk Niederbayern	150
1.8.3.3	Regierungsbezirk Oberpfalz	150
1.8.3.4	Regierungsbezirk Oberfranken	151
1.8.3.5	Regierungsbezirk Mittelfranken	151
1.8.3.6	Regierungsbezirk Unterfranken	152
1.8.3.7	Regierungsbezirk Schwaben	153
1.9	Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege	155
1.9.1	Naturhaushalt	155
1.9.1.1	Artenerhaltung	155
1.9.1.1.1	Gefährdete Pflanzenarten	155
1.9.1.1.2	Gefährdete Tierarten	156
1.9.1.2	Lebensgemeinschaften	156
1.9.1.3	Naturgüter / Landschaftshaushalt	158
1.9.1.3.1	Wasserspeicherung und Wasserrückhaltung	158
1.9.1.3.2	Stoffspeicherung und Stoffrückhaltung	161
1.9.2	Landschaftsbild	161
1.9.3	Erd- und Heimatgeschichte	162
1.10	Bewertung einzelner Flächen	163
1.10.1	Pflanzen- und Tierarten	163
1.10.1.1	Farn- und Blütenpflanzen	163
1.10.1.2	Tierarten	164
1.10.2	Vorkommen und Zustandsbeschaffenheit seltener Pflanzengemeinschaften	164
1.10.3	Strukturdiversität	164
1.10.4	Lebensraumkomplexe von Streuwiesen mit andersartigen, hochwertigen Ökosystemtypen	164
1.10.5	Flächengröße, Vernetzungs- und Isolationsgrad	164
1.10.6	Geologische und geomorphologische Besonderheiten	165
1.10.7	Kulturhistorischer Informationsgehalt	165
1.10.8	Bedeutung für das Landschaftsbild, Erlebniswert	165
1.11	Gefährdung, Rückgang, Zustand	165
1.11.1	Rückgang	165
1.11.1.1	Rückgangsursachen	165
1.11.1.2	Bilanzen zum Flächenrückgang	167
1.11.1.3	Artenrückgang und Artenverluste	169

1.11.2	Zustand	170
1.11.2.1	Streuwiesen in den Voralpen und im Voralpinen Hügel- und Moorland	170
1.11.2.2	Streuwiesen der Schotterplatten (Niederterrassenmoore)	172
1.11.2.3	Streuwiesen des Unterbayerischen Tertiärhügellands und Donautals	174
1.11.2.4	Streuwiesen in Bayern nördlich der Donau	174
1.11.3	Gefährdung	176
1.11.3.1	Aktuelle Zerstörungsgefahren für Streuwiesen	176
1.11.3.2	Brache	177
1.11.3.3	Schleichende Nutzungsintensivierung	177
1.11.3.4	Veränderte Nutzungsweisen	178
1.11.3.5	Randliche Eutrophierungen	178
1.11.3.6	Erholungsnutzung	178
1.11.3.7	Degradation durch Flächenzersplitterung und Isolation	179
1.11.3.8	Weitere exogene Gefährdungen	179
2	Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung	181
2.1	Pflege	181
2.1.1	Auswirkungen verschiedener Pflegeformen auf die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft	181
2.1.1.1	Herbstmahd (Streumahd)	181
2.1.1.2	Sommermahd (einemähdige Heunutzung)	184
2.1.1.3	Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung	187
2.1.1.4	Beweidung mit Rindern	187
2.1.1.4.1	Nutzungsgeschichtliche Rahmenbedingungen	188
2.1.1.4.2	Auswirkungen der Rinder- (und Pferde-) Beweidung auf Standort und Oberflächenform	191
2.1.1.4.3	Auswirkungen der Moor- und Streuwiesenbeweidung auf Vegetation und Flora	195
2.1.1.4.4	Faunistische Auswirkungen	200
2.1.1.4.5	Auswirkungen unterschiedlicher Weidesysteme, -perioden und Haltungsformen	201
2.1.1.4.6	Gesichtspunkte der Tierernährung und Weidehygiene	202
2.1.1.4.7	Auswirkungen auf die spätere Schnittpflege	203
2.1.1.4.8	Eignung verschiedener Rinderrassen zur Beweidung von Moor- und Anmoorweiden	203
2.1.1.4.9	Schafbeweidung	204
2.1.1.5	Kontrolliertes Brennen	206
2.1.1.6	Mulchschnitt	207
2.1.1.7	Entbuschung	208
2.1.1.8	Rotierende Pflege (turnusmäßiger räumlicher und terminlicher Wechsel der Pflege), Kontrollierte Brache	208
2.1.1.9	Auswirkungen der bei der Streumahd verwendeten Geräte	209
2.1.2	Zusammenfassung und Bewertung	210
2.2	Ungelenkte Entwicklung / Brache	214

2.2.1	Verlauf der Sukzession / Auswirkungen auf Vegetation und Standort	214
2.2.1.1	Allgemeine Merkmale der Sukzessionsvorgänge in brachgefallenen Streuwiesen	215
2.2.1.2	Die wichtigsten Sukzessionsprozesse auf Streuwiesenbrachen	215
2.2.1.2.1	Verbuschung und Verwaldung	215
2.2.1.2.1.1	Allgemeine Darstellung	215
2.2.1.2.1.2	Verhalten und Bedeutung einiger Gehölze auf Streuwiesenbrachen	217
2.2.1.2.2	Verfilzung und Verbultung	218
2.2.1.2.2.1	Allgemeine Darstellung	218
2.2.1.2.2.2	Verhalten und Bedeutung einiger Grasartiger auf Streuwiesenbrachen	219
2.2.1.2.3	Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten	220
2.2.1.2.4	Verhochstaudung mit Solidago-Arten	220
2.2.1.2.5	Verschilfung, Bildung von Pseudo-Röhrichten	220
2.2.1.2.6	Vergrasung mit Reitgras-Arten (Calamagrostis epigejos, C. varia)	221
2.2.1.2.7	Die "Verhochmoorung" (= Vertorfmoosung) brachliegender Streuwiesen	221
2.2.1.3	Auswirkungen kurzfristiger Brache auf Flora und Vegetation	221
2.2.2	Auswirkungen auf die Fauna	222
2.2.3	Bewertung	224
2.3	Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse	225
2.3.1	Aufforstung	225
2.3.2	Eutrophierung und Düngung	226
2.3.2.1	Zur Erkennung von Eutrophierungsschäden	226
2.3.2.2	Auswirkungen der Düngung auf die Streuwiesen-Vegetation	228
2.3.3	Entwässerung	229
2.3.3.1	Merkmale schwach entwässerter Hangquellmoore	229
2.3.3.2	Zu starke Grabenentwässerung in Pfeifengraswiesen	230
2.3.4	Mehrschnittnutzung, intensive Beweidung	230
2.3.5	Erholungsnutzung, Besucherverkehr	230
2.3.5.1	Auswirkungen des Tritts auf die Vegetation von Streuwiesen	231
2.3.5.2	Beunruhigung	232
2.4	Pufferung und Erweiterung	232
2.4.1	Pufferung	233
2.4.1.1	Trophische Pufferung	233
2.4.1.1.1	Die Bedeutung der Hauptnährelemente N, P und K bei Nährstoffeinträgen in Streuwiesen und Mooren für Eutrophierungsercheinungen	234
2.4.1.1.1.1	Die Bedeutung von N-Einträgen	234
2.4.1.1.1.2	Die Bedeutung von P-Einträgen	234
2.4.1.1.1.3	Die Bedeutung von K-Einträgen	235
2.4.1.1.2	Wege des Nährstoffeintrages	235
2.4.1.1.2.1	Oberflächenabfluß	235
2.4.1.1.2.2	Eutrophierung durch Grund- und Flußwasser	235
2.4.1.1.2.3	Einwehung von Dünger und Laub- und Samenmaterial	236
2.4.1.1.3	Zur Empfindlichkeit von Vegetationsbeständen der Streuwiesen und Moore gegenüber Nährstoffeinträgen	236

2.4.1.1.4	Anmerkungen zu typischen Fehleinschätzungen des Pufferungsbedarfs bei Streuwiesen und Mooren	236
2.4.1.2	Hydrologische Pufferung	237
2.4.1.2.1	Hochmoore	237
2.4.1.2.2	Niedermoore	238
2.4.1.2.3	Trophische und bodenphysikalische Konsequenzen der Entwässerung	238
2.4.1.2.4	Mögliche Fehleinschätzungen bei der Einschätzung des hydrologischen Pufferungsbedarfs	240
2.4.2	Erweiterung	240
2.5	Wiederherstellung und Neuanlage	240
2.5.1	Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage	241
2.5.1.1	Wiederherstellung von Streuwiesen aus Wirtschaftsgrünland	241
2.5.1.1.1	Ertragsentwicklung	242
2.5.1.1.2	Nährstoffentzüge	243
2.5.1.1.3	Änderungen der Vegetationszusammensetzung	244
2.5.1.2	Wiederherstellung aus langjährigen Brachen	247
2.5.1.2.1	Beseitigung der Auswirkungen der Verfilzung	247
2.5.1.2.2	Beseitigung von FILIPENDULION-Hochstaudenfluren	248
2.5.1.2.3	Beseitigung von Goldruten-Verhochstaudungen	249
2.5.1.2.4	Bekämpfung des Land-Reitgrases (<i>Calamagrostis epigejos</i>)	249
2.5.1.2.5	Bekämpfung des Schilfs (<i>Phragmites australis</i>)	249
2.5.1.3	Wiederherstellung aus Aufforstungen und Verwaldungen	249
2.5.1.4	Neuanlage	249
2.5.1.4.1	Neuanlageversuche durch Oberbodenabtrag	250
2.5.1.4.2	Transplantation und Replantation	252
2.5.2	Chancen und Grenzen von Wiederherstellung und Neuanlage	253
2.5.2.1	Regenerationschancen und Erfolgsaussichten für die Neuanlage von Streuwiesen in Abhängigkeit von der Ausgangssituation und möglichen Methoden	254
2.5.2.1.1	Wiederherstellung von Streuwiesen aus Wirtschaftsgrünland	254
2.5.2.1.2	Wiederherstellung von Streuwiesen aus Brachen	255
2.5.2.1.3	Wiederherstellung von Streuwiesen aus verbuschten, verwaldeten und aufgeforsteten Flächen	255
2.5.2.1.4	Neuanlage	255
2.5.2.2	Ist die vollwertige Wiederherstellung von Streuwiesen an neuer Stelle möglich?	256
2.6	Vernetzung und Biotopverbund	257
2.6.1	Die Notwendigkeit des Biotopverbundes als Konsequenz der Verinselung und der Isolation von Streuwiesen-Lebensräumen	258
2.6.2	Die Eignung verschiedener Biotoptypen für den Verbund mit Streuwiesen	261
2.6.2.1	Für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Flächenbiotope	261
2.6.2.2	Für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Linearbiotope	262
2.6.2.3	Biotope mit ausgesprochener Barrierewirkung gegenüber Streuwiesen-Lebensräumen	264
2.6.3	Die Abhängigkeit des Vernetzungsgrades der Biotope von der Verbundstruktur	265

3	Situation und Problematik der Pflege und Entwicklung	267
3.1	Derzeitige Pflegepraxis in Bayern	267
3.1.1	Aktueller Stand der Streuwiesen-Pflege	267
3.1.2	Staatliche Förderprogramme	267
3.1.3	Maßnahmenträger	268
3.1.3.1	Landwirte	268
3.1.3.2	Maschinenringe und Landschaftspflegeverbände	268
3.1.3.3	Untere Naturschutzbehörden	268
3.1.3.4	Streuwiesenpflege durch Naturschutzverbände	268
3.1.4	Verwertung bzw. Entsorgung des Ernteguts	269
3.2	Meinungsbild	270
3.2.1	Meinungsbild in der Landwirtschaft	270
3.2.2	Meinungsbild im Tourismus	270
3.2.3	Meinungsbild im Naturschutz	270
3.3	Räumliche Defizite in der Streuwiesenpflege	271
3.4	Durchführungsprobleme	271
3.4.1	Psychologisch-soziale Hindernisse in der Landwirtschaft	271
3.4.2	Betriebswirtschaftliche Schwellen in der Landwirtschaft	272
3.4.3	Konfliktbereich Grabenpflege und Grabenentwässerung	272
3.4.4	Mähzeitpunkt	272
3.4.5	Verwertung des Streugutes	272
3.4.6	Dogmatismus im Naturschutz	272
3.4.7	Konfliktvermeidung mit dem Bayerischen Waldgesetz beim Entbuschen brachgefallener Streuwiesen	272
4	Pflege- und Entwicklungskonzept	275
4.1	Grundsätze	275
4.2	Allgemeines Handlungs- und Maßnahmenkonzept	278
4.2.1	Leitbilder, Pflege- und Entwicklungsziele	278
4.2.1.1	Allgemeine Leitbilder zur inneren Pflegestruktur von Streuwiesenkomplexen	279
4.2.1.2	Leitbilder, Pflege- und Entwicklungsziele für bestimmte Streuwiesen- und Niedermoortypen	282
4.2.1.2.1	Streuwiesen-Lebensräume der Seebecken und flußbegleitender Talräume des Voralpinen Hügel- und Moorlandes und der Alpen	283
4.2.1.2.2	Flut- und Brennen-Streuwiesen entlang der praealpinen Flüsse und der Donau	288
4.2.1.2.3	Streuwiesen der Grundmoränenlandschaften	290
4.2.1.2.4	Kalkreiche Hangquellmoore, Schichtquellsümpfe und Quellfluren	293

4.2.1.2.5	Streuwiesen der Niederterrassenmoore	296
4.2.1.2.6	Riedwiesen und Niedermoore der Mittelgebirge	299
4.2.2	Pflegemaßnahmen	301
4.2.2.1	Pflege der Bestandstypen	302
4.2.2.1.1	Allgemeine Empfehlungen und Hinweise zur Streuwiesepflege	302
4.2.2.1.2	Pflege der schilffarmen, basenreichen Streuwiesen und mäßig nasser Kleinseggenrieder	308
4.2.2.1.3	Pflege schilffreier Seeriedstreuwiesen und Überflutungsstreuwiesen	309
4.2.2.1.4	Pflege wechselfrischer bis wechselfeuchter Pfeifengraswiesen	309
4.2.2.1.5	Pflege der Quellmoore und Quellrieder	310
4.2.2.1.6	Pflege der Streuwiesen auf basenarmen Torfböden und auf (ehemaligen) Übergangs- und Hochmoorstandorten	311
4.2.2.2	Abstimmung der Pflege auf die Ansprüche besonders naturschutzbedeutsamer Arten	311
4.2.2.2.1	Pflanzenarten	312
4.2.2.2.2	Tierarten	317
4.2.2.3	Pflegehinweise zu den Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen	322
4.2.2.3.1	Pfeifengraswiesen	322
4.2.2.3.2	Kleinseggen-, Kopfbinsen- und Haarbinsenrieder	322
4.2.2.3.3	Binsen-Sümpfe und Binsen-Quellrieder	323
4.2.2.3.4	Großseggen-Streuwiesen, Großseggenrieder und Röhrichte	324
4.2.3	Pufferung und Erweiterung	325
4.2.3.1	Pufferung	325
4.2.3.1.1	Trophische Pufferung	325
4.2.3.1.2	Hydrologische Pufferung	326
4.2.3.2	Erweiterung	327
4.2.4	Wiederherstellung und Neuanlage	327
4.2.4.1	Wiederherstellung aus eutrophiertem bzw. melioriertem Feuchtgrünland	328
4.2.4.1.1	Wahl des Schnittregimes	328
4.2.4.1.2	Vorgehensweise bei der Durchführung der Aushagerungsmahd	330
4.2.4.1.3	Ausbringen von Samenmaterial, Ansalbung von Setzlingen und Stecklingen	330
4.2.4.1.4	Wiedervernässungsmaßnahmen	330
4.2.4.1.5	Sanierung beweidungsgeschädigter, aufgedüngter Streuwiesen	331
4.2.4.2	Wiederherstellung aus brachgefallenen und verbuschten Beständen	331
4.2.4.3	Wiederherstellung aus Aufforstungen	332
4.2.4.4	Neuanlage	334
4.2.5	Vernetzung und Biotopverbund	334
4.2.6	Flankierende Maßnahmen	338
4.2.6.1	Maßnahmen zur Regelung des Gebietswasserhaushalts	338
4.2.6.2	Lenkung des Besucherverkehrs	339
4.2.6.3	Öffentlichkeitsarbeit	340
4.3	Gebietsbezogenes Handlungs- und Maßnahmenkonzept	341
4.3.1	Landkreisspiegel	341

4.3.1.1	Einteilung der Landkreise in Bestandssituationen	341
4.3.1.2	Landkreise mit Schwerpunktverantwortung	341
4.3.1.3	Landkreise mit Alarm-Situation	344
4.3.1.4	Landkreise mit Notstand-Situation	344
4.3.2	Liste kompletter Streuwiesen-Lebensräume	344
4.3.3	Entwicklungsschwerpunkte	345
4.4	Beispiele für Pflege- und Entwicklungsmodelle	345
5	Technische und organisatorische Hinweise	357
5.1	Technik der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen	357
5.1.1	Geräte zur Durchführung der Mahd und des Mulchens	357
5.1.2	Geräte zur Durchführung von Entbuschungen	358
5.2	Organisation und Förderung	358
5.2.1	Förderprogramme	358
5.2.2	Organisatorische Aspekte	359
5.3	Wissenschaftliche und fachliche Betreuung	359
6	Anhang	361
6.1	Literaturverzeichnis	361
6.2	Mündliche und schriftliche Mitteilungen	380
6.3	Abkürzungsverzeichnis	381
6.4	Bildteil	383

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1/1:	Schematische Darstellung der Vegetations-Struktur von Kalk-Kleinseggenriedern im Querschnitt (nach SUCCOW & JESCHKE 1986).	22
Abb. 1/2:	Schematische Darstellung der Vegetations-Struktur einer Kalk-Pfeifengraswiese im Querschnitt (nach SUCCOW & JESCHKE 1986).	23
Abb. 1/3:	Schematische Darstellung der Vegetations-Struktur streugenutzter Großseggenrieder im Querschnitt (nach SUCCOW & JESCHKE 1986).	23
Abb. 1/4:	Grundwasserganglinien und -dauerlinien unterschiedlicher Streuwiesenstandorte. (nach Klötzli 1969)	32
Abb. 1/5:	Nährstoffgehalte (% des Trockengewichts) von <i>Molinia caerulea</i> im Sproß und in Sproßbasen sowie unterirdischen Organen von Anfang August bis Anfang November; nach Pfadenhauer & Lütke Twenhöven (1986), verändert.	41
Abb. 1/6:	Aktuelle Verbreitung des Sumpf-Knabenkrauts (<i>Orchis palustris</i>) in Bayern nach GÖSSMANN & WÜCHERPFENNIG (1992:113)	62
Abb. 1/7:	Das Knotige Mastkraut gehört zu den Pflanzen-Arten der Streuwiesen-Lebensräume, die in den letzten 150 Jahren anscheinend mit am stärksten zurückgegangen sind.	65
Abb. 1/8:	Aktuelle Verbreitung der Sommer-Drehwurz (<i>Spiranthes aestivalis</i>) in Bayern nach GÖSSMANN & WÜCHERPFENNIG (1992: 125)	
Abb. 1/9:	Für Sumpfschrecken-Habitate charakteristische Vegetations-struktur	120
Abb. 1/10:	Die von der Schilfgallenfliege in Streuwiesenbrachen erzeugten "Zigarrengallen" sind auch von Nicht-Entomologen leicht zu erkennen	129
Abb. 1/11:	Verbreitung von Streuwiesen in den Naturräumen Bayerns (eigene Darstellung).	142
Abb. 1/12:	Verbreitung des Lungen-Enzians in Bayern nach SCHÖNFELDER & BRESINSKY (1990: Karten-Nr. 1271).	143
Abb. 1/13:	Vergleich der Flächennutzung der Loisach- Kochelseemoore im Gemeindegebiet von Benediktbeuern (TÖL) 1948 und 1988 (nach Ganzert 1987).	169
Abb. 1/14:	Zustand der streuwiesenartigen Restflächen im Westen Münchens um 1988 (Duhme et al. 1986, aktualisiert durch eigene Erhebungen).	173
Abb. 1/15:	Zustand der Streuwiesen im Landkreis Rottal- Inn (nach Erhebungen von Stein 1988).	175
Abb. 2/1:	Gefährdungsgrad einiger Streuwiesengesellschaften durch Besucherverkehr, Empfindlichkeit gegenüber Druckeinwirkung und typische Ersatzgesellschaften (Ringler 1975, verändert).	232
Abb. 2/2:	Die Pegelmeßreihen auf einem Hochmoor-Stillstandskomplex bei Bidingen/OAL während einer relativ niederschlagsreichen Periode im April 1993 verdeutlichen die schwere laterale Entwässerbarkeit von Haftwasser.	238
Abb. 2/3:	Absenkung des Moorwasserspiegels durch Kiesabbau in leicht geneigtem Gelände am Beispiel Gundelfinger Moos/Lkrs. DIL (STROHWASSER 1993)	239
Abb. 2/4:	Oben: Ein Graben am Unterhang bzw. in Richtung des Grund- und Hangwasserstromes hat geringere Entwässerungswirkung als ein Graben am Oberhang, der senkrecht zum Grundwasserstrom verläuft	239
Abb. 2/5:	Ertragsverlauf von Grünland bei der Aushagerung von zwei extremen Böden in Abhängigkeit von deren Nachlieferungsvermögen und Pufferkapazität für (limitierende) Nährstoffe (KAPFER 1988: 106)	242
Abb. 2/6:	Die konkurrenzkräftigsten Rasengesellschaften in Abhängigkeit von Nährstoffversorgung (X-Achse) und Schnitthäufigkeit pro Jahr (Y-Achse) auf kalkreichen, potentiellen Magerrasen-Standorten.	245
Abb. 2/7:	Veränderung des Deckungsgrads ausgewählter Pflanzenarten einer seit 15 Jahren brachliegenden wechselfeuchten Pfeifengraswiese nach Wiederaufnahme von Pflegeschnitten innerhalb von 5 Jahren (nach Briemle 1987).	246
Abb. 2/8:	Veränderung des Deckungsgrads ausgewählter Pflanzenarten einer seit 15 Jahren brachliegenden Wiesenrauten- Hochstaudenflur nach Wiederaufnahme von Pflegeschnitten innerhalb von 5 Jahren (nach Briemle 1987).	248
Abb. 2/9:	Schematische Darstellung der Neuanlage potentieller Streuwiesenstandorte durch Bodenabtrag und Mähgutaufbringung (nach Neumair_1988: 34, verändert).	251

Abb. 2/10:	Durch Anschneiden des Grundwasserhorizonts bei einer Kiesbaggerung im Donaumoos entstandener Kleinseggenried-Streifen (nach Jürging & Kaule 1977, verändert).	251
Abb. 2/11:	Flächenverlust an intakter Streuwiese und relative Zunahme an beeinträchtigter Streuwiese durch Randeinflüsse aufgrund Lebensraumverinselung bzw. Zersplitterung.	258
Abb. 2/12:	Beziehungen zwischen dem Grad der Beschattung und der Baumhöhe in Waldschneisen in Abhängigkeit von der Schneisenweite und der Himmelsrichtung	263
Abb. 4/1:	Leitbild 1: Innere Pflegestruktur von +/- ebener, zusammenhängender Pfeifengraswiesen-Lebensräumen.	280
Abb. 4/2:	Leitbild 2: Innere Pflegestruktur eines Hangquellmoores mit Quellfluren.	281
Abb. 4/3:	Räumliche Anwendungsbereiche der Leitbilder 3 bis 14.	283
Abb. 4/4:	Leitbild 3: Streuwiesenreiche Großniedermoore der Seebecken, seennahe Bereiche.	285
Abb. 4/5:	Leitbild 4: Streuwiesenreiche Großniedermoore der Seebecken, flußnahe Bereiche.	286
Abb. 4/6:	Leitbild 5: Großniedermoore mit stärker zersplitterten Streuwiesen-Lebensräumen.	287
Abb. 4/7:	Leitbild 6: Flut- und Brennen-Streuwiesen entlang der praealpinen Flüsse und der Oberen Donau, Darstellung im Querprofil.	289
Abb. 4/8:	Leitbild 7: Streuwiesen-Lebensräume der Drumlinfelder und der Molasserippe-Landschaften des südlichen Alpenvorlandes und der Alpenrandzone.	290
Abb. 4/9:	Leitbild 8: Innere Strukturverteilung in durch Entwässerung veränderten Streuwiesen-Lebensräumen.	292
Abb. 4/10:	Leitbild 9: Raumstruktur quellmoor- und hangstreuwiesenreicher Leitenhänge und Talflanken.	294
Abb. 4/11:	zu Leitbild 10: Isolierte Hangstreuwiesen und -quellfluren des Tertiärhügellands und des Albtraufs.	296
Abb. 4/12:	zu Leitbild 10: Anzustrebendes Biotop-Komplexgefüge am Albtrauf mitsamt den Quellriedern in den Stufen des Ornatens- und des Opalinustones.	297
Abb. 4/13:	Leitbild 12: Weithin isolierte, degradierte Streuwiesenrestfläche in der Agrarlandschaft.	298
Abb. 4/14:	Leitbild 13: Tal-Streuwiesen in Mittelgebirgslandschaften.	300
Abb. 4/15:	Leitbild 14: Bodensaure Quellmulden der Mittelgebirge.	301
Abb. 4/16:	Schematische Darstellung der Anwendung von alljährlicher Mahd, Rotationspflege und der kontrollierten Brache in einem Kleinseggenried, das an ein Schwingdeckenmoor (nicht pflegebedürftig) angrenzt.	307
Abb. 4/17:	Vorschlag für die Anlage eines 10-20 cm tiefen Handschaufel-Grabens zur Erhaltung und Vermehrung der Sumpf-Fetthenne (nach KEMPF 1985: 37).	316
Abb. 4/18:	Pufferstreifen am Oberhang von Hangstreuwiesen zur Verhinderung der oberflächlichen Nährstoffeinschwemmung.	324
Abb. 4/19:	Schematischer Aufbau eines Streuwiesen-Lebensraum-verbunds.	336
Abb. 4/20:	Vergleich zwischen einem gut und einem schlecht sturkturierten Streuwiesen/Graben-Verbund	337
Abb. 4/21:	Grabenunterhaltung in Streuwiesengebieten.	338

Tabellenverzeichnis

Tab. 1/1:	Blühaspektfolgen auf einem Kopfbinsenried und einer Enzian-Pfeifengraswiese (nach Weber & PFADENHAUER 1987 und Görs 1951, verändert).	38
Tab. 1/2:	Nährstoffgehalte (gemessen in mg/ g-1 Trockensubstanz) in Sprossen einiger Streuwiesenpflanzen im Sommer (nach Pfadenhauer 1989)	40
Tab. 1/3:	Grundarten der Streuwiesen, Riedwiesen, Quellmoore und Quellsümpfe	43
Tab. 1/4:	Arten der Gebüsche, Wälder und langjähriger Brachen in Streuwiesen-Lebensräumen	44
Tab. 1/5:	Oligotrophente Pflanzenarten nasser Streuwiesen und Kleinseggenrieder, sowohl im kalkreichen wie im kalkarmen (wenn auch nicht basenarmen) Milieu auftretend	45
Tab. 1/6:	Auf Übergangsformen zwischen Streu- und Feuchtwiesen hindeutende Arten	45
Tab. 1/7:	Arten basenreicher Pfeifengraswiesen	46
Tab. 1/8:	Trennarten des Mesobromion, die häufig mäßig feuchten und wechselfeuchten bis wechselfrischen Kalk-Pfeifengraswiesen beigemischt sind	47

Tab. 1/9:	Arten der Kalk-Quellmoore und der Kalk-Quellsümpfe	48
Tab. 1/10:	Arten der Großseggen-Streuwiesen	49
Tab. 1/11:	Arten basenreicher Übergangsmoorkomplexe, die häufig in unmittelbarem Kontakt zu basenreichen Großseggen-Streuwiesen oder Kalk-Kleinseggenriedern stehen	50
Tab. 1/12:	Arten oligo- bis mesotropher Auen- und Seeried-Streuwiesen	51
Tab. 1/13:	Arten nährstoffarmer, durchsickerter und/oder überrieselter, offengehaltener Pionierstandorte auf basenreichem Substrat (oft reinen Quellsalken)	51
Tab. 1/14:	Arten meso- bis eutropher Pionierstandorte an Wegen, auf Fahrspuren oder auf Wendeplätzen in Streuwiesen-Lebensräumen	52
Tab. 1/15:	Arten kalkarmer, +/-saurer Pfeifengraswiesen	53
Tab. 1/16:	Arten kalkarmer, schwach saurer bis saurer Kleinseggenrieder und Quellmoore mit mäßiger oder schlechter Basenversorgung	53
Tab. 1/17:	Arten basenarmer Übergangsmoorkomplexe	54
Tab. 1/18:	Auswahl gefährdeter, zumindest in Streuwiesen-Lebensräumen eng an eine oder wenige pflegerelevante Pflanzenarten gebundene Tierarten	97
Tab. 1/19:	ABSP- Landkreisbände, die bei der Grobcharakterisierung der Verbreitung in Bayern berücksichtigt werden konnten	99
Tab. 1/20:	In Streuwiesen-Lebensräumen vorkommende Nachtfalter mit Angaben zu ihrer Verbreitung und Autökologie (wenn nicht anders angegeben nach BERGMANN 1954 und KOCH 1984)	124
Tab. 1/21:	In Streuwiesen-Lebensräumen vorkommende Blattwespen-Arten und ihre Wirtspflanzen (Angaben zusammengestellt aus KRAUS 1992)	128
Tab. 1/22:	An Streuwiesen (einschließlich Quellmoore) gebundene Farn- und Blütenpflanzen der Roten Liste Bayerns (SCHÖNFELDER 1986), die zumindest regional in Bayern in keinem weiteren Biototyp vorkommen	157
Tab. 1/23:	Farn- und Blütenpflanzen der Roten Liste Bayerns (SCHÖNFELDER 1986) aus verwandten Lebensraumtypen, für die zumindest regional Streuwiesen wichtige zusätzliche Lebensräume bilden	158
Tab. 1/24:	Tagfalterarten der Roten Liste Bayern, die ausschließlich oder schwerpunktmäßig in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommen	159
Tab. 1/25:	Tagfalterarten der Roten Liste Bayerns, für die Streuwiesen-Lebensräume zumindest regional einen von wenigen besiedelbaren Lebensraumtypen, oder einen wichtigen Zusatzlebensraum neben einem anderen Hauptlebensraum darstellen.	159
Tab. 1/26:	Heuschreckenarten der Roten Liste Bayern, die ausschließlich oder schwerpunktmäßig in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommen	159
Tab. 1/27:	Heuschreckenarten der Roten Liste Bayern, für die Streuwiesen-Lebensräume zumindest regional einen von wenigen besiedelbaren Lebensraumtypen, oder einen wichtigen Zusatzlebensraum neben einem anderen Hauptlebensraum darstellen	159
Tab. 1/28:	Für Streuwiesen-Lebensräume charakteristische Pflanzengesellschaften, angeordnet nach ihrem Gefährdungsgrad (nach Walentowski et al. 1991)	160
Tab. 1/29:	In einzelnen Landkreisen seit 1945 ausgestorbene und verschollene Pflanzenarten der Roten Liste mit ehemaligem dortigen Vorkommen in Streuwiesen (unvollständige Angaben; betreffende ABSP-Landkreisbände; Zahlheimer 1991; Stein 1992)	171
Tab. 1/30:	Bayernweit ausgestorbene oder verschollene Arten mit ehemaligem Vorkommen in Streuwiesen (Gefährdungsgrad 0 der Roten Liste)	172
Tab. 2/1:	Überblick über mögliche Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Streuwiesen-Lebensräumen.	182
Tab. 2/2:	Pflanzenarten der Streuwiesen, die zumeist nicht vor Ende August zur Fruchtreife gelangen und erst im September beginnen zu welken.	186
Tab. 2/3:	Standörtlich korrespondierende Weide- und Streuwiesengesellschaften im "Murnauer Becken" (FAAS 1994).	199
Tab. 2/4:	Die potentielle natürliche Vegetation der Standorte verschiedener Streuwiesentypen (nach LUTZ 1959: 62):	199
Tab. 2/5:	Trittgradient in einer artenarmen sauren Pfeifengraswiese	216
Tab. 3/1:	Landkreisbezogener Vergleich zwischen den Flächen der in der Biotopkartierung erfaßten Lebensraumtypen "Streuwiesen und Flachmoore" (GS) und "Großseggenrieder" (VG)	267

Tab. 4/1:	Zuordnung der Leitbilder 3 mit 14 zu großen Landschaftseinheiten und deren Kurzcharakterisierung.	282
Tab. 4/2:	Verantwortung der einzelnen Landkreise für die Streuwiesenerhaltung.	340
Tab. 4/3:	Liste der kompletten G(anzflächen)- Streuwiesen-Lebensräume in Bayern	343
Tab. 4/4:	Entwicklungsschwerpunkte für Streuwiesen (Landkreise mit Alarm- und Notstandssituation).	348

Einführung

Mit Wollgras, Enzianteppechen, Mehlprimelflor, Trollblumen, Karlsszepter, Gladiolen und vielen Orchideen besetzte Voralpenwiesen, im Herbst vom Pfeifengras leuchtend rostrote Niederungen, plätschernde Tuffquellen an den Talrändern, Bekasinen-, Wachtelkönig- und Brachvogel - Rufe, ein buntes Heer von Tagfaltern - all dies und noch viel mehr verbindet sich mit dem bäuerlich-trockenen Begriff "Streuwiesen" (altbairisch "Straa").

Vor allem in den strohärmeren Gegenden des Alpenvorlandes und der Mittelgebirge hielt sich diese Nutzungsform der Niedermoore und Riedwiesen, teilweise auch der mineralischen Niederungen und quelligen Hänge noch lange nach dem Krieg.

Dann geriet dieser so artenreiche, landschaftsprägende und für die Pflege der Wasserschätze so bedeutsame Lebensraum durch Entfall der Einstreu- und Mistwirtschaft sowie durch Betriebsspezialisierung immer mehr in Bedrängnis.

Die noch um 1950 kilometerweit bräunlich gefärbten artenreichen "Sauerwiesen" in den Voralpenniederungen hatten sich vielfach wie beispielsweise in den schwäbischen Schottertälern bis 1980 weitgehend in meist verbrachende, z.T. verbuschende Fragmente zwischen Meliorationsgrünland und Maisäckern umgewandelt. Bunte Hangquellmoorwiesen und Quellnischen des Unterbayerischen Hügellandes waren überwiegend unansehnlich verfilzt, wenn nicht mit Fichten aufgeforstet. Teichanlagen traten oft an die Stelle der ehemaligen Quellbereiche. Unangepasste Beweidung ließ viele Flächen auch nach 1982 (Art. 6d(1) BayNatSchG) degenerieren.

Dieses für Bayerns Kulturlandschaften nicht nur naturkundlich, sondern auch kulturhistorisch und ästhetisch so unersetzliche Kultursystem mit seinen vielen Teillebensräumen ist heute ein Fall für die "Intensivstation" der Landschaftspflege. Dabei geht es nicht um eklektizistische Wiederbelebungsversuche, sondern um

- die Stabilisierung eines Artenpotentials und Restituierung von Lebensgemeinschaften, die ihre Primärstandorte meist verloren haben und heute zumindest im Tiefland oft nur mehr in Naßökosystemen überleben können;
- die Regenerierung landschaftsökologischer Risikostandorte der Landnutzung in Grundwasseraustritts-, Überflutungs-, Torfzehrungs-, Grundwasser- und Hausbrunnensicherungszonen (Streuwiesen sind fast immer undeklarierte Wasserschutzgebiete);
- die Wiederherstellung bayerntypischer Erholungslandschaften, deren Erscheinungsbild wesentlich von den extensiven Zwischentönen zwischen Löwenzahn-Fettwiese und Forst lebt;
- die Integration naturschutzfachlich notwendiger Maßnahmen in aktuelle und zukünftige landwirtschaftliche Betriebsabläufe, also eine integrierte Landwirtschafts-Naturschutz-Strategie.

Dieser LPK-Band entwickelt hierzu Strategien, Leitbilder und konkrete Handlungsempfehlungen (Kap. 4), die auf einem soliden fachlichen Fundament (Kap. 1) aufbauen und gezielt die derzeit vorherrschenden Pflege- und Entwicklungsprobleme dieses Lebensraumes (Kap. 3) zu beheben versuchen. Wesentliche Orientierungshilfen liefert dabei die Analyse der biologischen Auswirkungen der zur Zeit üblichen bzw. darüber hinaus in Betracht zu ziehenden Maßnahmenalternativen (Kap. 2).

Die Kernempfehlungen des Bandes haben nichts mit der musealen Erhaltung einiger Vorzeigestreuwiesen zu tun. Das LPK nimmt alle, auch unscheinbare Reliktflächen ernst und bindet sie im Rahmen eines bayernweiten Feuchtverbundsystems (LPK-Grundlagen-Band I.1, Kap. 6.6) wieder in ein möglichst funktionierendes biologisch-hydrologisches Wirkungsgefüge und zugleich dauerhaftes Landnutzungssystem ein.

Dabei wäre es verfehlt, den Geltungsbereich der Vorschläge auf Streuwiesen im engsten Sinne zu beschränken. Insbesondere in Nordbayern waren die in diesem Band einbezogenen Sauer- und Riedwiesen auch Futterergänzungsflächen. Auch natürlich offene Grundwassermoore (Niedermoore, Kalkflachmoore, Quellmoore) sind wegen ihres fast gleichen Arteninventars und Erscheinungsbildes nicht sinnvoll von den Streuwiesen zu trennen. Der landschaftspflegerische Wirkungsbereich umschließt alle den eigentlichen Kernlebensraum der Streuwiesen, Nieder- und Quellmoore biotisch ergänzenden, abpuffernden oder erweiternden Zusatzflächen (Gebüsche, Bruchwälder, renaturierungsgerechte Fettwiesen und Äcker, Gräben). Für viele Gebiete könnte dieser Band auch "Niedermoore" heißen, da Streuwiesen die wichtigste Erscheinungsform vom Grundwasser ernährter Moore sind bzw. waren.

Den für die Erholungslandschaft ihrer Landkreise politisch Verantwortlichen soll dieser Band vor Augen führen, daß

- die derzeitigen Pflegeanstrengungen noch nicht ausreichen, um ein zukunftsfähiges Populationsystem niedermoor- (streuwiesen-)typischer Arten in der notwendigen landesweiten Verteilung zu erhalten und zu revitalisieren (vgl. LPK-Grundlagen-Band I.1, Kap. 5);
- insbesondere in den Alarm- und Notstandsgebieten dieses Lebensraumtyps (vor allem die Landkreise SW, NES, WÜ, KT, KU, HO, NEA, AN, FFB, DAH, FS, ED, LA, DGF, SR, AÖ, MÜ, EBE, RO, NU, GZ, DGL, A, R, EI, DON) nicht nur die samt und sonders hochbedrohten Restflächen sorgfältiger als bisher gepflegt, sondern auch durch zusätzliche Renaturierung und Re-Extensivierungsflächen ergänzt werden müssen;
- erst die Extensivierung ehemaliger Niedermoor, Quell- und Talnaßbereiche und die Wiedererweiterung gepflegter Streuwiesenbiotope

die Gebietskulisse für eine spürbare produktionsneutrale Einkommensaufstockung der interessierten Landwirtschafft.

Pflegeverträge auf den in den meisten Landkreisen flächenmäßig verschwindenden Restbiotopen sind im Sinne einer zukunftsorientierten naturschutz-integrierten Agrarpolitik nur ein Tropfen auf den heißen Stein.

Dieser Band wäre nicht ohne zahlreiche Tips, Gespräche und Rückkopplungen mit externen Fachleuten, Naturschutzpraktiken und Landwirten zustande gekommen. Insbesondere danken wir den vielen Informanten der BN-Kreisgruppen, den Vorständen einiger Maschinenringe, den immer wieder angefragten unteren Naturschutzbehörden.

Für Geländeführungen, Anregungen und Auskünfte (z.T. schon lange vor Inangriffnahme dieses Bandes) ist unter anderem zu danken:

Frau B. KÜSPERT (LRA Wunsiedel) sowie den Herren R. BERG (LfU München), Dr. W. BRAUN (Landesanstalt f. Bodenkultur und Pflanzenbau), Dr. E. DÖRR (Kempten), K. FENDT (Landwirt/Oberammergau), K. FREUDE (LRA Lindau), J. FREUDING (Landwirt/Ingenried-Ostallgäu), H.-J. GEROLD (Maschinenring Oberland), Herrn HAAS (LRA Garmisch-Partenkirchen), V. HERDEN (LRA Miesbach), K. KLEYN (Hohenau), W. KRAUS (LRA Weilheim), MAIER (LRA Traunstein), P. MÜLLER (AHO-Südbayern), H.-J. PAIN, Machtlfing (Maschinenring Starnberg), J. SCHIEGG (Landwirt in Trauchgau/Ostallgäu), Dr. H. SCHMEIDL (Bernau), SCHRÖPL (Spitalhof Kempten), Dr. M. SCHUCH (Landesanstalt für Bodenkultur u. Pflanzenbau), Dr. F. SCHUTZ (BN Starnberg), A. SPÄGELE (BN/Untermedlingen), Dr. A. STREHLER (TUM Freising-Weihenstephan), P. STROHWASSER (LRA Garmisch-Partenkirchen), Dr. W. WESTHUS (Landesanstalt für Umweltschutz Thüringen/Jena) und WÖRLE (Maschinenring Oberland).

Eine Hervorhebung verdienen die Bemühungen von Herrn H. STEININGER (Bund Naturschutz) und fast allen BN-Kreisgruppen, die uns Einblick in ihre Pflegeaktivitäten und -erfahrungen gaben, sowie die mehrtägigen Führungen der Herren Prof. Dr. H. ZEIDLER (Würzburg) und H. KLONZ (BN Peissenberg).

Posthum ist zwei Vorkämpfern der Streuwiesenerhaltung, die immer wieder den Lobpreis der alpenvorländischen Streuwiesen gesungen haben, für viele "augenöffnende" Exkursionen und Wegweisungen zu danken: Prof. Dr. O. KRAUS; dem Leiter der damaligen Landesstelle für Naturschutz und A. MICHELER, dem jahrzehntelangen Leiter der oberbayerischen Regierungsstelle für Naturschutz.

Für einige kritische Anregungen zum ersten Rohentwurf des Bandes und für die Erlaubnis, die Institutsbibliothek benutzen zu dürfen, danken wir Herrn Prof. Dr. J. PFADENHAUER (TUM Freising-Weihenstephan/Lehrstuhl f. Landschaftsökologie II). Herr Dr. D. MAAS (TUM Freising-Weihenstephan/Lehrstuhl für Landschaftsökologie II) unterstützte uns mit einigen Literaturhinweisen. Im fachlichen Austausch standen wir außerdem mit den Herren Dr. W. KONOLD (Univ. Hohenheim), Dr. A. KAPFER (Radolfzell) und Dr. T. EGLOFF (Zürich). Allen Herren sei für fruchtbare Diskussionsbeiträge herzlich gedankt.

Herr Dr. BRAUNHOFER (Reg. v. Obb.) begleitete den Band mit profunder Kritik. Den Referatsleitern MR D. MAYERL und MR D. SEDLMAYER gebührt unser Dank für die Nachsicht bei unausweichlichen Verzögerungen und Engpässen. Herr M. GRAUVOGL (StMLU) trug mit konstruktiver Durchsicht und unermüdlicher Vermittlungsarbeit wesentlich zum Endergebnis bei.

Nicht zuletzt soll an dieser Stelle auch allen älteren Landwirten gedankt werden, die mit ihren Vorfahren diesen Biotoptyp in seiner unnachahmlichen Schönheit in unsere Zeit hinein gerettet haben. Viele Geländegespräche mit "Streuwiesenbauern" in den Lkr. BGL, TS, RO, TÖL, WM, GAP, OAL, OA gehören zu den wichtigsten "unzitierten Hintergrundinformationen" dieses Werkes. Es ist gut zu wissen, daß es auch heute noch - wie z.B. am Samenberg/RO und im Isarwinkel - Landwirte gibt, die aus Freude am Enzian ihre Streuwiesen pflegen ("weil i ned seng kann, wia ois zuawochst!") und manchmal dabei sogar die Naturschutzförderung in den Wind schlagen.

Möge der "Streuwiesenband" einen Anstoß geben, einem weithin fast untergegangenen Lebensraum wieder seinen angestammten, wenn auch "aufpolierten" Platz in Bayerns Kulturlandschaften zurückzugeben.

1 Grundinformationen

Der "Therapie" (vgl. Kap. 2-5) muß die Bestandsaufnahme und Objektanalyse vorausgehen. Hilfreiches Handeln (oder auch Unterlassen) setzt, wie in jedem anderen Ökosystemtyp auch, eine Grundkenntnis der

- bestimmenden, abiotischen Faktoren (Kap. 1.3, S. 25),
- kennzeichnenden Tier- und Pflanzenwelt einschließlich der (Pflege-) Ansprüche naturschutzvorrangiger Arten (Kap. 1.4, S. 37, und Kap. 1.5, S. 93),
- prägenden traditionellen Bewirtschaftung und ihres sozioökonomisch-agrarstrukturellen Hintergrundes (Kap. 1.6, S. 133),
- aller für Streuwiesen- (bzw. Niedermoor-) Biozöosen existenzwichtigen Milieubedingungen (Kap. 1.7, S. 138),
- der naturraum- und landkreisbezogenen Verbreitung und der wichtigsten regionaltypischen Ausprägungen (Kap. 1.8, S. 141),
- der aktuellen Gefährdungssituation und bereits früher eingetretener Verluste (Kap. 1.11, S. 165)

voraus.

Dieser Analyse vorgeschaltet ist eine zusammenfassende Kurzcharakterisierung und Definition des Lebensraumtyps (Kap. 1.1, S. 21) und eine Abgrenzung des "bandspezifischen" landschaftspflegerischen Wirkungsbereiches, der teilweise deutlich über den heute als "Streuwiesen- oder Niedermoorrest" kartierbaren Flächenbestand hinausreichen muß (Kap. 1.2, S. 25).

Das Ganze wird ergänzt und "extrahiert" durch eine knappe Würdigung der naturhaushaltlichen, naturschützerischen und landschaftlichen Bedeutung des Biotopkomplexes "Streuwiese" im größeren Raum (Kap. 1.9, S. 155) und eine Diskussion vorrangiger Bewertungskriterien für einzelne Flächenbestände (Kap. 1.10, S. 163).

1.1 Charakterisierung

(Bearbeitet von U. Schwab, A. Ringler)

Der Begriff "Streuwiese" bezeichnet keinen klar definierten Vegetationstyp, sondern eine traditionelle Nutzungsform: Jede Form extensiv genutzten Feuchtgrünlandes, das nicht gedüngt, im Turnus von einem bis wenigen Jahren im Spätsommer, Herbst oder Winter gemäht wird und dessen Erntegut als Einstreu in die Ställe gebracht wird bzw. wurde.

Fast alle wenig bestockten Niedermoore, sogar ein Teil der offenen Zwischenmoore (z.B. Braunes Schnabelried *Rhynchosporium fuscae*) sind in Bayern (irgendwann einmal) Streuflächen gewesen.

Ein sehr breites Spektrum an Pflanzen- und Tiergemeinschaften spiegelt Unterschiede der Standorthydrologie ("mittlerer" Nässegrad, geringe oder starke Schwankungen der Bodenwasserstände, O₂-reiches oder O₂-armes Bodenwasser), des Substrates, der

Basen- und Kalkversorgung, der Nutzung, der Klimaräume und anderer Faktoren wider.

Der Altbaier nennt Niedermoor- (Streuwiesen-) Lebensräume zumeist "**Moos**" (z. Erdinger Moos, Dachauer Moos, Ampermoos, das "eigentliche" = nordöstliche Murnauer Moos usw.) bzw. "**Möser**", Hochmoore dagegen "Filze(n)". Im Schwäbischen ist "**Ried(er)**" (z.B. Donauried, Langenauer Ried, Pfaffenhauser Ried, Wemdinger Ried usw.) mehr für Niedermoores (Streuwiesen), "Moos" für Hoch- und Übergangsmoores gebräuchlich. Die geringere Flächen- und Nutzungsrelevanz von "Streuwiesen" und Niedermoores in Nordbayern brachte es mit sich, daß sich hier nicht überall eine volkstümliche Nomenklatur ausgebildet hat ("Moor", "-Moos", "-Wiesen", "-Wasen" u.a.).

1.1.1 Allgemeine Erscheinung, Komplexaufbau, Struktur

In der meist weitgehend geschlossenen Vegetationsdecke ist die Mooschicht im allgemeinen deutlicher ausgeprägt als im Wirtschaftsgrünland oder in Trockenrasen. Die Krautschicht (besser Grasschicht, da oft nur geringer Kräuter-Deckungsanteil) besitzt in vielen Streuwiesengesellschaften eine viel geringere Halmdichte als in Fettwiesen. Der pflanzliche Aufwuchs wirkt aufgrund hoher Kieselsäuregehalte starr und hart. Die Vegetationsperiode ist vergleichsweise kurz (Anfang Mai bis Mitte September). Dann erscheinen Streuwiesen matt- bis dunkelgrün, während der langen Winterruhe dagegen gelb-bis graubraun. Insbesondere Pfeifengraswiesen färben sich schon ab Ende August bräunlich.

Kleinseggenrieder auf den nasserem und besonders nährstoffarmen Standorten sind mit einer mittleren Wuchshöhe von 15-20 cm ausgesprochen kurzrasig und mit einer Phytomasseproduktion von 1-2, 5t Trockengewicht/ ha und Jahr (KLAPP 1965) ertragsarm. Die geringe Deckung der Grasschicht (dünnhalmiger und -blättriger Habitus) läßt viel Licht auf den Boden fallen. Sogar auf den Horsten können "zartgebaute" Begleiter mit geringen Wurzelraumansprüchen durchkommen (z.B. *Bartsia alpina* und *Selaginella selaginoides* in Kopfried-Bulten; (s. Abb.1/1, S. 22). Die Horststruktur typischer Sauergräser wie Davallsegge und Kopfried läßt in den Zwischenräumen Platz für konkurrenzschwache Rosettenpflanzen wie Mehlprimel, Fettkrautarten, Enziane.

Pfeifengraswiesen auf nur zeitweise vernäßen, mäßig nährstoffarmen Standorten zeichnen sich durch einen mittelhohen Wuchs von ca. 30- 40 cm aus, wobei häufig zwei unscharf voneinander zu trennende Blütenhorizonte entwickelt sind. Ihre Produktivität liegt zwischen 2 und 5 t Trockengewicht/ ha im Jahr (EGLOFF 1986 und KAPPER (1988; s. Abb. 1/2, S. 23). Besonders produktive Pfeifengraswiesen auf Mineralboden können nach

Angaben von FINCKH (1953) Erträge von bis zu 7t Trockensubstanz pro ha und Jahr erbringen.

Mit zunehmendem standörtlichen Nährstoffangebot, aber auch bei abnehmender Nutzungsintensität steigen Produktivität und Wuchshöhe. Hochwüchsige Stauden wie das Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) oder Röhrichtpflanzen wie das Schilf (*Phragmites australis*) treten an die Stelle der niederen (Sauer-)Gräser. Bis 4 m hohe Schilfröhrichte, teilweise früher in die Streumähd einbezogen, gehören zu den produktivsten mitteleuropäischen Ökosystemen überhaupt..

Auf besonders nassen, noch nutzbaren Standorten sind häufig **Großseggenrieder** entwickelt, die bis zu 8 t Trockengewicht/ ha und Jahr (KAPFER 1988) liefern können (s. Abb. 1/3, S. 23).

Streuwiesen besitzen in der Regel ein deutlich differenziertes **Mikrorelief** erkennen: Kleine schlenkenartige Vertiefungen bzw. größere, zeitweise wassergefüllte (Flut)Mulden wechseln mit bultigen Grashorsten oder flachen Erhebungen, z.B mineralischen Aufschüttungen in Überflutungsbereichen von Fließgewässern. Relief- und nutzungsbedingt sind in die größtenteils +/-geschlossene Vegetationsdecke meist Torf- oder Kalkschlamm-bedeckte, offene Bodenstellen eingestreut. Quellmoore enthalten zusätzlich ständig sickernasse Rinnen, z.T. auch kleine Quelltrichter, Quellkuppen bzw. oberflächliche Quellkalkabscheidungen oder Quell-

bäche. An frühere Entwässerungsversuche erinnern oft kleine, vielfach versumpfte Gräben.

Insbesondere nasse, nur schwer zugängliche und kaum bewirtschaftbare Randzonen werden häufig von Röhricht, Hochstaudenfluren oder Moorweidengebüsch eingenommen. Insbesondere in niederschlagsreichen Gebieten reichen häufig Übergangs- und Hochmoorkomplexe in den traditionellen Streunutzungsbereich hinein (Alpenrand, Grundgebirge, auch östliches Tertiärhügelland)..

Die Übergangszone zum Kulturland in Becken oder Tälern wird im Idealfall von Feuchtwiesen eingenommen (s. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), am Moorrand bzw. bei Standortwechsel zu nicht grundwasserbeeinflussten Mineralböden gehen Streuwiesen in bodensaure Magerrasen oder Kalkmagerrasen über und sind eng mit diesen verzahnt (s. LPK-Bände II.1 "Kalkmagerrasen" und II.3 "Bodensaure Magerrasen").

1.1.2 Syntaxonomischer Überblick (Bearbeitet von B. Quinger)

Die Streuwiesen umfassen einen Ausschnitt des feuchten Flügels der Grünland-Gesellschaften (MOLINIO-ARRHENATHERETEA), der Kleinseggen- und Zwischenmoor-Gesellschaften (Scheuch-zerio-Caricetea) und der Röhrichte und Großseggen-Gesellschaften (PHRAGMITETEA).



Abbildung 1/1

Schematische Darstellung der Vegetations-Struktur von Kalk-Kleinseggenriedern im Querschnitt (nach SUC-COW & JESCHKE 1986)

1 *Carex davalliana*, 2 *Dactylorhiza incarnata*, 3 *Tofieldia calyculata*, 4 *Primula farinosa*, 5 *Schoenus ferrugineus*, 6 *Juncus articulatus*, 7 *Menyanthes trifoliata*, 8 *Pinguicula vulgaris*, 9 *Parnassia palustris*, 10 *Carex hostiana*, 11 *Gentiana utriculosa*, 12 *Carex flava*, 13 *Eriophorum latifolium*, 14 *Eleocharis quinquefolia*, 15 *Carex panicea*



Abbildung 1/2

Schematische Darstellung der Vegetations-Struktur einer Kalk-Pfeifengraswiese im Querschnitt (nach SUCCOW & JESCHKE 1986)

1 *Serratula tinctoria*, 2 *Carex panicea*, 3 *Molinia caerulea*, 4 *Selinum carvifolia*, 5 *Potentilla erecta*, 6 *Gentiana pneumonanthe*, 7 *Thalictrum flavum*, 8 *Sanguisorba officinalis*, 9 *Succisa pratensis*, 10 *Allium angulosum*, 11 *Epipactus palustris*, 12 *Iris sibirica*

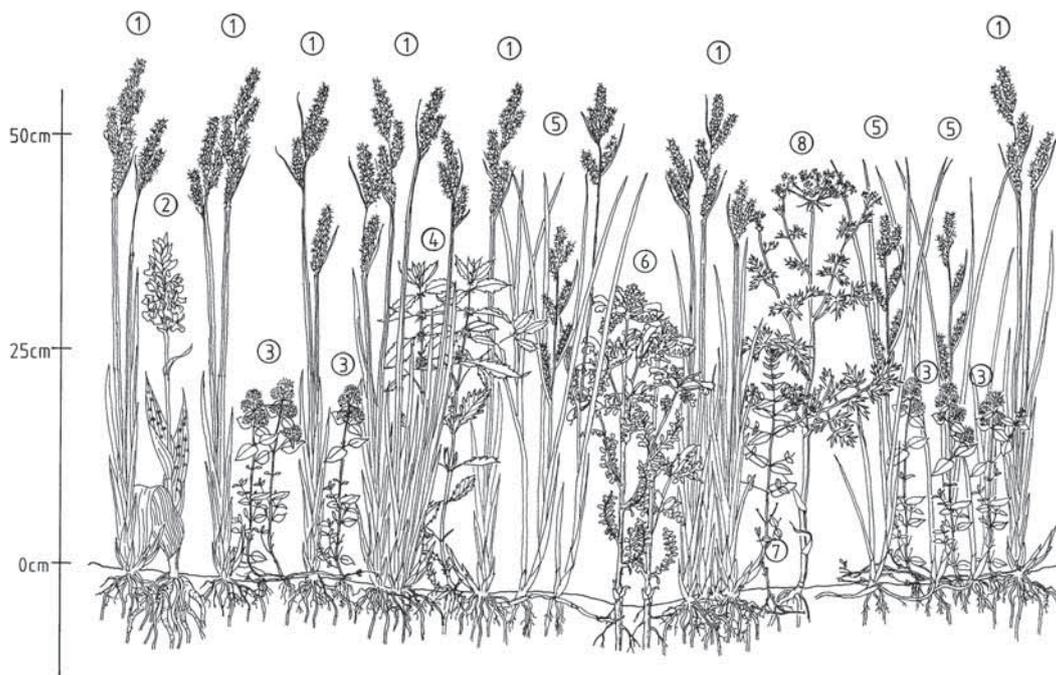


Abbildung 1/3

Schematische Darstellung der Vegetations-Struktur streugennutzter Großseggenrieder im Querschnitt (nach SUCCOW & JESCHKE 1986)

1 *Carex elata*, 2 *Dactylorhiza majalis*, 3 *Mentha aquatica*, 4 *Lycopodium europaeus*, 5 *Carex rostrata*, 6 *Pedicularis palustris*, 7 *Scutellaria galericulata*, 8 *Peucedanum palustre*

- Pfeifengras-Streuwiesen (MOLINION) umfassen eine Standortamplitude von basisch bis sauer, mäßig naß bis mäßig feucht, mit häufig stark wechselnden Grundwasserständen (wechselnaß bis wechselfrisch). Bei vorherrschend hohem Grundwasserstand mischen sich sehr stark Elemente der Kleinseggen-Sümpfe bei (s.u.), auf nur kurzfristig grundwasserbeeinflussten Standorten Arten der Kalk-Halbtrockenrasen (MESOBROMION) bzw. Borstgrasrasen (NARDION; VIOLION CANINAE).

Sehr nah verwandt mit dem MOLINION ist das

- CNIDION (Subkontinentale Brenndoldenwiesen); diesem Verband zuzurechnende Pflanzenbestände treten in Bayern nur sehr selten und fragmentarisch in größeren Flußtälern auf.

Auch Kleinseggenrieder sind/waren in Bayern fast immer Streuwiesen. Zu den Kalkflachmooren oder Kalk-Kleinseggenriedern gehören u.a.

- CARICETUM DAVALLIANAE (Davallseggenried)
- SCHOENETUM FERRUGINEI (Rostrottes Kopfbinsenried)
- SCHOENETUM NIGRICANTIS (Schwarzes Kopfbinsenried)

Die kalkarmen Kleinseggenrieder sind im Verband Caricion fuscae (Bodensaure Quellsümpfe) zusammengefaßt. Als Streuwiesengesellschaften können vor allem gelten die Assoziationen

- PARNASSIO-CARICETUM FUSCAE (Herzblatt-Braunseggenstumpf);
- CARICETUM FUSCAE (Braunseggen-Sumpf).

In Streuwiesen-Lebensräume häufig eingestreut sind Übergangs- und Hochmoore mit Pflanzengesellschaften der Verbände SPHAGNION MAGELLANICCI, RHYNCHOSPORION ALBAE und CARICION LASIOCARPAE. Die Pflanzengesellschaften dieser Verbände wurden zwar teilweise mehr oder minder regelmäßig in die Streunutzung miteinbezogen, sie gehören jedoch nicht mehr zu den Streuwiesengesellschaften im engeren Sinn.

Von der Ordnung PHRAGMITETALIA (Röhricht- und Großseggen-Gesellschaften) mit dem Verband MAGNOCARICION (Großseggenrieder) enthält vor allem der Unterverband CARICION ELATAE (Großseggenriede) als Streuwiesen nutzbare Pflanzengesellschaften. Dieser Verband umfaßt von verschiedenen Großseggen-Arten dominierte Vegetationstypen, wobei der namensgebenden Art *Carex elata* die Hauptbedeutung zukommt. Auch Großröhrichte (PHRAGMITION) sind häufig Teilelement komplexer Streuwiesengebiete, insbesondere an Seeufern.

Streugenutzte Pflanzenbeständen können auch den Assoziationen JUNCETUM SUBNODULOSI (Knotenbinsenwiese) und JUNCETUM ACUTIFLORI (Waldbinsenwiese) angehören, die den Verbänden CALTHION bzw. JUNCION ACUTIFLORI zugerechnet werden.

Auf Streuwiesenbrachen entwickeln sich häufig Gebüsche, in denen gewöhnlich Weiden, der Faulbaum, Birken, gelegentlich auch Erlen oder Fichten den Ton angeben. Die Weiden-Birkengebüsche bil-

den Pflanzenbestände, die dem Verband Salicion cinerea zugerechnet werden können. Weitere wichtige Pflanzengesellschaften in Streuwiesen-Lebensräumen stellen Erlen-Eschenwälder (ALNO-ULMION), Erlenbruchwälder (ALNION GLUTINOSAE-Gesellschaften) sowie Birken-, Kiefern- und Fichtenbrüche (VACCINIO ULIGINOSI-BETULETUM, VACCINIO ULIGINOSI-PINETUM, BAZZANIO-PICEETUM) dar.

Die Vielfalt des Vegetationsmosaiks ist damit nur überschlägig umrissen. Oft nur kleinflächig oder in bestimmten Niedermoor- und Streuwiesenregionen kommen mehrere andere Kleinseggenesellschaften (z.B. Horst-, Gelb-, Hirsen-Sonderseggenrasen), physiognomisch auffallende Blaualgen- und Grünalgenesellschaften, Quellmoorvereine (z.B. CRATONEURION), durch das "Miespickeln" (Moosstreugewinnung mit der Mooshaue) geprägte Rasensimmenmoore (*Trichophorum*-Streuwiesen), schütterte Quellschlenkenvegetation (z.B. Gesellschaft der Armblütigen Simse), (halb)submerse Armleuchteralgenesellschaften vor.

1.1.3 Abgrenzung zu anderen Lebensraumtypen

Von den auf vergleichbaren, bodenwasserbeeinflussten Standorten gedeihenden "**Feuchtwiesen**" (LPK-Band II.6) unterscheiden sich Streuwiesen in der Regel durch ihre spezifische Nutzungsweise (fehlende Düngung, Mahd zu einem späten Zeitpunkt im Jahr) und die daraus resultierende physiognomische Struktur. Bei nicht mehr traditionell genutzten bzw. +/- beeinträchtigten Objekten entscheidet die aktuelle Vegetation über die Zuordnung. Nasse ARRHENATHERION-, TRISETION- und CALTHION-Gesellschaften (mit Ausnahme der Knoten- und Waldbinsenwiese (JUNCETUM SUBNODULOSI/JUNCETUM ACUTIFLORI) werden bei den Feuchtwiesen behandelt.

Von den ebenfalls ungedüngten **Kalkmagerrasen** (LPK-Band II.1) und **Bodensauren Magerrasen** (LPK-Band II.3) unterscheiden sich die Standorte von Streuwiesen durch einen zumindest von zeitweiligem Wasserüberschuß gekennzeichneten, hydromorphen Boden. Eine klare Abgrenzung läßt sich bei Komplexlebensräumen in vielen Fällen nicht ziehen, weil die Nutzungsgrenze zwischen Magerrasen und unmittelbar angrenzender Streuwiese aufgrund witterungsbedingter Verlagerungen des Feuchtegradienten über Jahre hinweg schwanken kann. Wegen dieser Überschneidungen müssen bei der Pflege von Streuwiesen-Lebensräumen in vielen Fällen die LPK-Bände "Feuchtwiesen", "Kalkmagerrasen" und "Bodensaure Magerrasen" mit zu Rate gezogen werden.

Kleinflächige streuwiesenähnliche Formationen gibt es noch entlang von Bachufern (LPK-Band II.19), im Umfeld von Stehenden Kleingewässern (LPK-Band II.8) und Teichen (LPK-Band II.7) innerhalb von Gräben (LPK-Band II.10) und Kies- und Tongruben (LPK-Band II.18), am Fuße und an den Flanken von Dämmen (LPK-Band II.2). Diese werden in den entsprechenden Bänden behandelt.

Das Abgrenzungskriterium Nutzung bringt es mit sich, daß vegetationskundlich eindeutige "bodensaure Magerrasen" wie feuchte Nardeten oder torfmoosreiche Zwischenmoore, ja sogar Schwingrasengesellschaften als "Streuwiese" geführt werden können.

Man sollte daher die formal notwendigen "Schubläden" des LPK nicht zu schematisch verstehen. Der Bandtitel ist ein notgedrungen stark vereinfachender Terminus technicus. Von den definitionsgerechten "klassischen Streuwiesen" sind die - allerdings fast verschwundenen - primär offenen ungenutzten Flachmoore im Artenbestand nicht zu trennen. Manche "Streuweisen" waren einst durch "Blumbesuch" (Weidenutzung) (mit-)geprägt oder dienten (auch) der Futtergewinnung. Zielbereich dieses Bandes ist pragmatischerweise der gesamte Komplex "streuweisenartiger" Lebensräume, +/- offener Niedermoore und ihrer Kontaktlebensräume.

1.2 Wirkungsbereich

(Bearbeitet von U. Schwab, A. Ringler)

Dieses Kapitel umreißt den räumlichen Geltungsbereich für die in diesem Band vorgeschlagenen landschaftspflegerischen Aufgaben, bezeichnet also jene Landschaftsteile, auf denen zur Erhaltung und Re-Arrondierung von Streuwiesen und offener Niedermooren bestimmte Maßnahmen getroffen werden sollten.

Uneingeschränkt gehören dazu sämtliche Streuwiesenflächen Bayerns, die noch in der traditionellen Weise genutzt oder gepflegt werden bzw. mit der charakteristischen Artengarnitur ausgestattet sind. Daneben sind alle direkt oder indirekt beeinträchtigten bzw. ehemaligen Streuwiesen eingeschlossen, welche physiognomisch noch als solche zu erkennen sind und Restbestände an Streuwiesenarten beherbergen:

- stärker entwässerte (hydrologisch gestörte) Streuwiesen;
- angedüngte Streuwiesen;
- Streuwiesenbrachen sowohl ohne Gehölzanflug als auch mit geringer bis mäßiger Deckung an Sukzessionsgehölzen und Aufforstungsflächen;
- anderweitig gestörte Streuwiesen (z.B. infolge Trittbelastung).

Der landschaftspflegerische Entwicklungsbereich umfaßt neben den eigentlichen Streuwiesenflächen auch deren Umfeld. Von besonderer Bedeutung ist dabei ein ausreichender Schutz vor hydrologischer Veränderung und Nährstoffeinträgen.

Handlungs- und sanierungsrelevant ist jener Bereich, in dem sich das Grundwasser für Quellaustritte in Streuwiesen und Flachmooren bildet ("**hydrologischer Verflechtungsbereich**").

In extensiv genutzten bzw. naturbetonten Niedermoorgebieten fallen stets Gräben oder Rohrdrainagen in den Wirkungsbereich (vgl. LPK-Band II.10 "Gräben", Kap. 1.2), die noch schädigende Wirkun-

gen auf die "eigentlichen" Streuwiesenbereiche ausüben.

Zustandsverbesserungen gestörter Objekte lassen sich gewöhnlich nur durch landschaftspflegerische Maßnahmen auch im weiteren Umfeld erreichen (z.B. Rückgängigmachen einer das Hangzugwasser abschneidenden Drainage oberhalb eines degradierten Hangquellmoores).

Je nach der Einbindung von Streuwiesen in die Landschaft kann und sollte der landschaftspflegerische Pflege- und Entwicklungsbereich auf folgende Biotoptypen übergreifen:

In Mooren:

- angrenzende oder eingeschlossene Moorgebüsche und Moorwälder;
- (ehemals) streugenutzte, lichte Bruchwälder;
- (ehemals) streugenutzte und/oder geplagte Moorheiden (auf Übergangs- oder Hochmoor);
- flache, regenerierte Torfstiche;
- Verlandungszonen und Schwingrasen um Moor-gewässer.

In Trocken-/Feucht-Komplexen:

- an Talflanken und auf Buckelfluren die besonders artenreichen Übergangsbereiche zu Kalkmagerrasen bzw. bodensauren Magerrasen;

In Flußtälern und Schotterebenen:

- verlandete Stromtalrinnen;
- aufgedüngte Feuchtwiesen auf potentiellen bzw. ehemaligen Streuwiesenstandorten;
- Kies- und Tongruben mit streuwiesenartiger Pioniervegetation;
- Brennen-Standorte (vgl. LPK-Band II.2 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.4).

1.3 Standortverhältnisse

(Bearbeitet von B. Quinger, A. Ringler und U. Schwab)

Wer Feuchtgebietsreste (um diese geht es hier in den meisten Fällen!) wieder in langfristig existenzfähige Funktionseinheiten zurückführen will, wer die Belastbarkeit eines Pflegestandorts für diverse maschinelle Verfahren und die Renaturierungschancen eines gestörten oder ehemaligen Niedermoorstandortes richtig einschätzen will, muß sich an den jeweiligen abiotischen Voraussetzungen orientieren. Im Lebensraumtyp "Streuwiese" vereinigen sich unterschiedlichste edaphisch-orographisch-ökochemische Verhältnisse, denen nur eines gemeinsam ist: **relativ nährstoffarmer (zeitweiliger) Wasserüberschuß und fehlende Düngung.**

Die zentrale Frage lautet also: "Wo kommt das Wasser her? In welchem räumlichen und zeitlichen Muster wird es dargeboten?"

Das folgende Kapitel kann nur Anstöße geben, entbindet nicht von der landschafts- und standortökologischen Sorgfaltspflicht, d.h. von der Verpflichtung der pflegebetreuenden Fachinstanzen (z.B. UNB, Landschaftspflegeverband, Fachbetreuer ei-

nes Maschinenrings), das lokale Handeln den jeweiligen Klima-, Boden-, Relief-, Wasser- und Nährstoffverhältnissen anzupassen. "**Blindes Drauflegen**" ist in Streuwiesen und Niedermooren meist noch schädlicher als in Trockenbiotopen oder Feuchtwiesen!

1.3.1 Hydrogeologische Voraussetzungen, Bodenverhältnisse

Viele Streuwiesenstandorte bzw. Streu-Niedermoo-re sind an wasserstauende Schichten (feinkörnige Sedimente mit einem mehr oder weniger großen Tonanteil) gekoppelt. Trotz vielfältiger edaphisch-hydrologischer Bedingungen, taucht doch ein Prototyp immer wieder auf: Ausstreichender oder unterirdisch auskeilender Stauhorizont wird von porösen oder klüftige- (karstigem) Wasserleiter überlagert (z.B. Schuttmoräne, Schotter, Rauhwacke, Malmkalk, Dolomit).

Die wichtigsten geologischen Unterlagen sind:

Kalkalpin/Helvetikum/Flysch/Faltenmolasse:

wasserstauende tonige und mergelige Schichten, häufig auf geneigten Flächen; z.B. Seekreiden in würmglazialen Strausedimenten, Piesenkopfschichten (Allgäu), Leistmergel (Allgäu), Fleckenmergel (Allgäudecke am Nordrand der Kalkalpen), Partnach- und Raibler Schichten (vor allem Werdenfelser Land);

Jungmoräne:

Seeton- und Seekreideablagerungen in den Stamm- und Zungenbecken; wasserstauender Geschiebelehm bzw. -mergel in der Grundmoräne; an Beckenrändern angeschnittene Süßwassermolasse;

Schotterebenen:

allmählich auskeilende tertiäre Flinzschichten;

Tertiärhügelland:

kleinflächige Schichtquellen, vor allem auf Flinz;

Ostbayerische Grundgebirge:

kluftarme Gneise, horizontal-schiefrige Tonschiefer, Kolluvien; besonders an den Quellhorizonten an der oberen Fließergrenze bilden sich viele Vermoorungen und streuwiesenartige Biotope;

Frankenalb:

Opalinus- und Ornatenton (Brauner Jura); z.B. entlang der Eisensandstein/Opalinuston-Grenze;

Keuper:

Feuerletten, tonüberdeckte Verebnungen im Burg- und Blasensandstein, Gipskeuper;

Rhön:

wasserstauende Basaltüberdeckungen; Röt-Tone unter Wellenkalk;

Gefällsarme Flußtäler:

Lehmig- tonige Flußsedimente unterschiedlicher Herkunft.

In Abhängigkeit von den klimatischen und edaphischen Voraussetzungen haben sich im Zusammenspiel mit der natürlichen Dynamik (z.B. Überflutungen) unterschiedliche Bodenentwicklungen vollzogen. Das Spektrum an Bodentypen reicht bei den Streuwiesen von Moorböden aller Art über Anmoor- und Naßgleye bis hin zu periodisch gut durchlüfteten und bisweilen sogar recht trockenen Gleyen und Pseudogleyen. Moor- und Anmoorstandorte überwiegen allerdings.

1.3.1.1 Mineralische Böden

(Bearbeitet von A. Ringler)

Überschreitet der Gehalt an organischer Substanz im Oberboden nicht 15%, so liegen **mineralische Naßböden** vor, die vor allem in den Auen, nicht selten aber auch im Bereich von Quellaustritten als **Gley** oder **Naßgley** (ohne G₀-Horizont) den Bodentyp der Streuwiesen bilden.

Gegenüber den lockeren Moorböden weisen Gleyböden in den grundwasserbeeinflussten Horizonten ein kohärentes Gefüge und ein geringeres Porenvolumen auf. Bei ständigem Austreten von stark carbonathaltigem Wasser entstehen weißliche **Kalkschlamm- oder Almböden**.

Insbesondere Streuwiesen mit dem Rohrpfeifengras (*Molinia arundinacea*) als Hauptbestandbildner treten zudem auf nur zeitweise im Jahr vernässten Böden auf, die bisweilen (auch während der Vegetationsperiode) sogar ausgesprochen trocken und gut durchlüftet sein können. Bei Stauwassereinfluß handelt es sich um **Pseudogleye**, wie sie zum Beispiel an Mergelhängen auftreten. Verläuft die grundwasserleitende Schicht in einem solchen Hang nur knapp unter der Bodenoberfläche, so handelt es sich um einen **Hang-Gley**. Auf schluffig-sandigen Alluvionen kann der Bodentyp wechsellöcheriger Pfeifengraswiesen bereits von den Gleyen zu den **Auenrendzinen*** überleiten, d.h. der G₀-Horizont liegt sehr tief und beeinflusst gerade noch den Wurzelhorizont. Standörtlich und häufig auch räumlich bewegen sich solche Rohrpfeifengraswiesen bereits in der Nachbarschaft der Magerrasen (z.B. Mesobromion-Gesellschaften).

"Mineralboden-Streuwiesen" (im Gegensatz zu "Torf-streuwiesen"; siehe nächster Absatz) konzentrieren sich außerhalb der Auen hydrologisch naturnaher Flüsse und Bäche vor allem in Staurengengebieten montaner Alpen- und Mittelgebirgslagen (z.B. Nordrampe der Kalkvorlpen, Flyschzone, Wildflysch und Ultrahelvetikum im Allgäu).

* Trockene Pfeifengraswiesen können sogar auf "Kalkpaternia (= Auenrendzina) mit tiefliegenden Gley-Horizont" stocken (KLÖTZLI 1969: 59).

1.3.1.2 Niedermoore, Moor- und Anmoorgleye (Bearbeitet von A. Ringler)

Häufiger als auf Mineralböden sind Streuwiesen jedoch auf Anmoor- und Moorgleyen sowie auf Wiesenmooren anzutreffen. Anmoorgleye weisen im A_h-Horizont einen Gehalt an organischer Substanz zwischen 15 und 30% auf. Bei Moorgleyen liegt dieser Wert über 30%; sie zeichnen sich somit bereits durch eine Torfauflage aus. Von Moorböden ist die Rede, wenn eine derartige Auflage über 30 cm Mächtigkeit erreicht. Torf entsteht bei ständiger Vernässung des Oberbodens, wodurch abgestorbene Pflanzenteile unter dem Mangel an Luftsauerstoff nur langsam und unvollständig abgebaut werden. Moorböden haben ein großes Porenvolumen von über 90% und eine hohe Wasserkapazität (Scheffer & Schachtschabel 1982: 390).

Innerhalb von Mooregebieten sind Streuwiesen am häufigsten auf Grundwasser- (= Nieder-) Mooren entwickelt. Niedermoortorfe sind im allgemeinen vergleichsweise stark zersetzt und dunkelbraun, schwarzbraun, schwarzgrau gefärbt.

Die weitgehend von ihrer Umgebung her mit Wasser gespeisten, also von Mineralbodenwasser ernährten geogenen Moore (= Niedermoore s.l.) werden von SUCCOW & JESCHKE (1986: 32 ff.) in folgende sieben (Nieder)Moortypen gegliedert:

A) Versumpfungsmoore

Die Torfbildung geht auf einen (groß)flächigen Anstieg des Grundwassers zurück. Versumpfungsmoore sind in Bayern im niederschlagsreichen, unmittelbaren Vorfeld der Alpen vor allem in Senken über Geschiebelehmen bei schlechter Vorflut entwickelt. Versumpfungsmoore sind insbesondere in niederschlagsreichen Lagen oft recht nährstoffarm. Regenmoorbildungen (Hoch- und Übergangsmoore) stehen daher oft im engen Kontakt mit Streuwiesen der Versumpfungsmoore. Typische Versumpfungsniedermoore (ehemals überwiegend Streuwiesen) liegen in den Gletscherzweig- und -stammbecken (z.B. Rosenheimer-, Brucker-, Attel-, Ammersee-, Würmsee-, Wolfratshäuser-, Heggener Becken), in Grundmoränendepressionen (z.B. Grasleitener und Habach-Marnbacher Moorlandschaft), in Einbruchszonen und Senken des Schichtstufenlandes (z.B. Lindauer Moor/BT, Coburg-Rodacher Becken/CO), in Rückstauzonen am Rande der Stromtalbecken (z.B. Wemdinger Ried, Donautal-Randmoore Regensburg-Straubing, oberes Altmühlbecken, z.B. Kappel- und Heglauer Wasen), z.T. aber auch in anthropogen vernäßten Rückstauzonen an (ehemaligen) Weihern bzw. Mühlbächen (z.B. Kreuther und Scheerweiher/AN, Illachmöser bei Wildsteig/WM, Talmoore an der Schwarzen Laaber/R).

B) Hangmoore

Hangmoore werden durch das aus dem Mineralboden zufließende, das Moor durch- und überrieselnde Hangwasser ernährt. Das Mineralbodenwasser tritt sowohl in breiter Front in das Moor ein oder durchzieht es in Bahnen und Bächen. Hangmoore wach-

sen in der Regel hangaufwärts, da sich das zufließende Mineralbodenwasser beim Eintritt in den Moorkörper staut. Die Hangseite ist deshalb häufig besonders naß.

Ein Großteil der Hangmoore verdankt ihre Existenz den menschlichen Rodungen, weil Wiesen und Weiden weniger verdunsten als die vormaligen Wälder und deshalb die Staunässe fördern. Insbesondere die Auflassung der Nutzung der Wiesen und Weiden führte zu anhaltenden Vernässungen und zur Entstehung von Hangmooren.

Hangmoore mit streuwiesenartigen Vegetationsbeständen sind in den ostbayerischen Grenzgebirgen, im südlichen Alpenvorland sowie in den Alpen (deutlicher Schwerpunkt in Bayern: Oberallgäuer Alpen) anzutreffen. Typisch sind hier auch obrosoligene Hangmoorkomplexe, in denen der mineralstoffreiche Hangwasserstrom hangabwärts seinen vegetationsbestimmenden Einfluß verliert. (Ehemals) streugewutzte Niedermoore gehen häufig unterwärts in Übergangs- und Hochmoore über (z.B. in vielen Kar-, Hangschulter- und Riedelmooren der Bayerischen Alpen, Haidenaabquellengebiet/BT, Samerberger Beckenmoor/RO, Faltenmulde vor den Alpen). Solche Moor- und Streuwiesenbildungen finden sich bevorzugt auf primär kalkarmen oder entkalkten Substraten, da

- der Elektrolytgehalt des Sickerwasserstromes schon beim Eintritt ins Hangmoor nicht mehr allzu weit über den Toleranzgrenzen "ombrominerobionter" Pflanzen (= Regenmoorarten) liegt;
- solche Unterlagen (tonig-mergelige Schichten, entkalkte Verwitterungslehme) meist staunässeförderlicher sind als verkarstende, klüftige oder poröse Karbonatgesteine.

Kleinseggenriede können aber auch talseitig an Regenmoore anschließen, insbesondere in Hangabsatz-, Sattel-, Kamm- und Wasserscheidenmooren (Randalpen, Böhmerwald), so z.B. bei der Schönbergalpe/Riedbergpaß/OA, Birkachmoor bei der Wilheminalpe/OAL, Moore an der Ammer-Lech-Wasserscheide/WM, z.B. oberes Illachtal, zwischen Rotenbuch und Ilgen, Schwarzlaich-Gebiet bei Peißenberg, Pechschnaitgebiet und Kammerer Moore/TS, Gotzing am Taubenberg/MB, Valeppmoore/MB, Streuwiesen an der Schwarzentennalm/MB, Schemer und Rehgrabenalm/TÖL.

C) Quellmoore

Quellmoore wachsen je nach Topographie, Hydrogeologie und Quellschüttung (bzw. Druckwasserspiegel) meist kleinflächig (bis großflächig) über den Grundwasseraustritten auf. Wie die Hochmoore besitzen viele Quellmoore ein Höhenwachstum mit z.T. sogar kuppenförmiger Aufwölbungstendenz (Quellkuppenmoore). Entscheidender Substratbildner ist dabei jedoch nicht Torf, sondern physikalisch und/oder biogen (Quellalgen, -moose) ausgefallter Quellschlamm. In relativ ebener Lage liegen die Hangwasseraustritte im Zenit der Quellkuppe. Zu den Streuwiesengebieten mit schönen Quellkuppen zählen: Randbereich des Mettenhamer Filzes/TS, Aicheter Quellmoor/RO, Quellmoor nördlich des Auerberges/OAL.

Für ungestörte Quellschichten-Hangmoore sind oft kaum begehbare kleinflächige Kalkschlamm-Schwinggrasen (manchmal sogar mit Kleinseggenrieden überzogen) charakteristisch (z.B. Diesebach/TS, Ostrand Bergener Moos/TS, Kupferbachtal/EBE, M).

Orohydrographisch gesehen lassen sich innerhalb der Quellmoore unterscheiden:

Schichtquellmoore (= Quellhangmoore, Hangquellmoore)

Meist 1 bis 5 ha groß; markieren oft als horizontale Streuwiesen- (und Feuchtwald-) Bänder die austreichenden Wasserstauer (z.B. bindige Grundmoräne unter Rückzugsschotter oder -moräne, Molasse-Tegel unter verkarstem Deckenschotter oder jungglazialen porösen Sedimenten); konzentrieren sich auf Haupttalzüge, Beckenränder und periglaziale Umfließungsrinnen, die Grundwasser-Deckenschichten angrenzender Hochflächen anschneiden (z.B. östliche Isarleiten Bad Tölz - Ascholding, Ammerseeleite Herrsching - Pähl/STA, WM, Nordrand Gaißbacher Zungenbecken/TÖL, beiderseitige Lechleiten Schwangau - Schongau/OAL, WM, Hochterrasse-Oberflossing - Polling - Buch/MÜ, AÖ, Ostrand des Halfinger Beckens/RO, Erlstätt-Höglwörther Urstromtäler/TS, BGL, Surtal/BGL, TS, Fußzone des Kramer/GAP, Nordwestrand des Rosenheimer Beckens bei Elmoosen/RO, Isarleiten bei Aich-Kronwinkl und Landshut/LA, Tertiärabbruch Markt-Perach/AÖ, Alztal bei Gufflham/TS, AÖ, Sindelsdorfer Tal/WM); in Naturräumen mit Hydrogenkarbonatwässern stets als Kalk-Quellmoore mit Kalktuffeinlagerungen ausgebildet (Jungmoränengebiet, viele Alpentäler), diese können insbesondere an Einschnitten in mächtige grundwasserleitende Kalkschotterkörper viele Meter (bis zu 20 m) mächtig und abbauwürdig werden (fossile Quellmoore am Rand des Ammerseebeckens bei Polling und Dießen/WM, LL, Alz- und Salzachtal, Moosacher Tal/EBE, Ammertal bei Murgnbach/WM, Jura-Traufzone).

Quellmoortorfe sind infolge hoher O₂-Gehalte des Bodenwassers in der Regel hochzersetzt und schlammig und finden sich hauptsächlich im Bereich der besonders wüchsigen, zumeist eher hangaufwärts liegenden Bereiche des Quellmoorgebiets.

Typisch und pflegebestimmend in Quellhangmooren ist ihr oft stark aufgefächertes Quellrinnensystem und ihre ausgeprägte Kleinmorphologie. Tuffgepanzerte, oft natürlich trockenengefallene Hangrücken wechseln mit eingemuldeten Sickerwasserbahnen oder Quellarenen. Abwechselnd rasch und langsam fließende Quellrinnensale werden gelegentlich durch Kalksinterkaskaden zu "Stautreppen" aufgestaut (z.B. Mangfalltal bei Valley/MB, Gritschener Quellmoor/RO). Kalkschlamm-schlenken sind für schwere Pflegegeräte noch empfindlicher als die Rinnsale. Noch nicht überwachsene wulstförmige Blualgentuffe (z.B. von der Gesellschaft Scytonematetum myochrous BRAUN 1968 gebildet) auf den trockenen Rücken weisen darauf hin, daß Quellaustritte offensichtlich relativ rasch "wan-

dem" können (z.B. Oberteisendorf/TS, Westerham und Wiedholz/RO, Labacher Viehweide/OAL).

Relativ kalkarme Quellhangmoore (z.B. auf Juraschichten im Bendediktenwandvorland/TÖL, im Halbbammergebiet/GAP, WM und nördlich des Frillensees/TS) sind kleinformologisch weniger skulpturiert (keine Kalktuffbildung).

Hangnischenquellmoore, Quellmuldenmoore

Oft nur 0,05 bis 1 ha groß; Wasseraustritte oft eher punktuell-linear als flächig in Nischen und Hangmulden; dem vorhergehenden Typ eng verwandt; besetzen häufig Schichtquellhorizonte, die durch natürlichen präglazialen Hangabtrag in einzelne Nischen zurückverlegt und aufgelöst wurden; kommen zwar auch in den für Schichtquellmoore genannten Naturräumen vor, charakterisieren aber vor allem die älteren Erosionslandschaften (Tertiärhügelland, Albrauf und Juratäler, Silikatgebirge), in denen die rückschreitende Hangzerschneidung und Quellmuldenbildung weiter gediehen ist als in den jungglazial geprägten Landschaften (z.B. Leyerer Berg/ERH, Kordigast/LIF, Sulzbachtal Beilngries-Neumarkt/NM, Neumarkter Quellarena/NM, Giechburggebiet/BA, östliche Rhönabdachung/NES und schwarze Berge/KG - hier sowohl an der Röt-Wellenkalk-Grenze als auch auf Basalt -, Südrand der Nordheimer Bucht/NEA, Hangnischen des Spalter Hügellandes/WUG, RH, Nordabhang des Hesselberges/AN, Freinhausener Paar-Leite/PAF, Silberbrünnl bei Aichach, Quellmoor bei Gschöd/PAN), wegen geringer Torfbildung oft besser als Sickerquellfluren zu bezeichnen.

Charakteristisch sind häufig kleine, ausschließlich oberflächennahe Einzugsgebiete mit geringer Wasserspende (dadurch außerordentlich große hydrologische und trophische Störanfälligkeit).

Im Alten Gebirge und in der Buntsandsteinrhön (z.B. Salzforst/KG) ist dieser Sauerwiesentyp weit verbreitet und für die spezifischen Grundwasserverhältnisse außerordentlich bezeichnend. Zufuhrwasser kommt meist nicht aus Schicht- oder Kluftquellen, sondern sammelt sich oberflächennah über dem meist undurchlässigen Gestein (z.B. in den sehr geringmächtigen Schieferzersatzdecken des Frankenwaldes) oder sickert aus dem Kristallinersatz allmählich über den Fließerden aus. Die Schüttungen sind meist wenig nachhaltig. Schon relativ geringfügige bergseitige Bodeneingriffe (z.B. flache Gräben, eingetieft Fahrspuren in forstlichen Rückegassen) können den Sickerwegen "den Hahn abdrehen". Ihr ungestörter Fortbestand benötigt deshalb eine recht extensive Nutzung im weiteren Umfeld.

Die Kleinheit der Hangnischenmoore (i.d.R. nur Teil des zugehörigen Flurstückes/Schlages) erschwert eigenständige quellmoor- und streuwiesengerechte Sondernutzung bzw. Pflege; unzählige Hangnischenquellfluren gehen vermehrt seit den 70er Jahren in größeren Weideparzellen auf (z.B. Braunseggenriede am Dreisessel-Südhang/FRG, Primulo-Schoeneta der Lochgraben- und Postbauernalm am Blomberg-Südhang/TÖL, Schwarzkopf-

binsenfuren bei Hartschimmel/WM und Einöd/TÖL, Davallseggenriede des Schwangauer Kessels/OAL).

Fast torffreie, oft 20-40° steile Kalksickerfuren, die typische "Streuwiesenflora" enthalten, aber nie gemäht wurden, sondern allenfalls beweidet werden, finden sich in den Bayerischen Alpen vor allem an südexponierten Dolomithängen, besonders in der Region der Schneeheide-Kiefernwälder, wo sich schwache Kluftwasseraustritte im mylonitisierten (zergrusenden) Haupt- oder Raiblerdolomit flächig verteilen (z.B. Kuchelbachtal und Loisachtalhänge/GAP, Herzogstand/TÖL, oberhalb Schleching/TS).

Stauquellmoore/Wiesenmoore/Niederungsquellmoore der Alluvionen und Schotterebenen

Entstanden im Regelfall durch breitflächig aus einem allmählich auskeilenden Wasserleiter (z.B. Niederterrassenschotter über Tertiärflinz) an die Oberfläche gedrücktem Grundwasser; Initialstellen waren meist die Nahtstellen zwischen den einzelnen Schotterzungen der Niederterrassen (Erdinger - Dachauer Moos); im Gegensatz zu den vorgenannten Standorttypen meist (sehr) großflächig (im Urzustand bis zu 25.000 ha groß) und fast eben; zumindest teilweise primäres Quellmoor ohne Streunutzung; charakteristisch sind (waren) anastomosierende, sehr ungleich breite Quellbäche mit rasch strömenden bis kalkschlammig stagnierenden Abschnitten; im Unterschied zu den Hangquellmooren nur selten fester Tuff, sondern meist sandiger Alm (Quellkreide) abscheidend, der als Putzmittel, Feinmörtelzusatz und Düngerkalk bis nach dem 2. Weltkrieg an vielen Stellen gewonnen wurde. Sonderformen sind die Gipskeuper-Wiesenmoore der Grettstätter Wiesen/SW, der Oberen Aischniederung und der Marktnordheimer Bucht (bis auf wenige Reste vernichtet), die artesisch gespannten Alpen- und Jura-Talmoore mit Schwefelquellen (z.B. Faulenbachtal/OAL, Südspitze Eschenloher Moos/GAP, Feckinger Bach/KEH).

Wo Quellmoore und Kalkstreuwiesen in artesischen Wannern eingelagert sind und/oder einen hohen Druckspiegel aus Höhlensystemen des tiefen Karstes aufweisen (z.B. in Alpenquertälern am Fuß von Karbonathochgebirgen), treten regelmäßig eindrucksvolle, oft mehrere Meter tiefe und glasklare Quelltrichter auf (z.B. Loisachtal - Sieben Quellen - Oberauer Moos, Leitzachquellmoor bei Osterhofen, Mettenhamer Filz/TS, Falkenseegebiet/TS, Quellmoor bei Niederaudorf/RO, Weißensee-Ufermoore bei Füssen, ehemaliges Schwillach- und Semptquellmoor/ED, EBE).

Bäche durch solche Quellstreuwiesen stellen sich manchmal (auch in tiefen Moränetälern und schmalen Becken) als Ketten von Quellaufstößen dar (z.B. Elbachmoor, Rothenrainer Moore/TÖL, Rechtach bei Murnau, Ettinger Bach/WM, Urschlachquellen/RO).

Ebenfalls eine ganz spezielle Hydrologie besitzen die Seeuferquellmoore des Lindau-Wasserburger

Bodenseeufer, der Osterseen/WM, des Chiemsee-Nordufers (z.B. Aiterbacher und Kailbacher Winkel/RO), des Würmsee-Südufers bei St. Heinrich, des Weißensee-Ostufers/OAL, des Waginger See-Südendes/TS, des Pelhamer Sees/RO, des Simsee-Südwestufers/RO, der Seoner Seen/TS, des Maistättenweiher/STA und einiger kleinerer oberbayerischer und schwäbischer Seen. Weiße Kalkschlammbrühen, schöne Quelltrichter und Überstauungseinfluß schafften hier ganz eigenartige Lebensbedingungen. Die letzten Vorkommen des endemischen Bodenseevergißmeinnichts (*Myosotis rehsteineri*) kennzeichnen Kontaktzonen von Seeuferquellmooren und Kiesstrand.

D) Überflutungsmoore

An Überflutungsbereiche von Flüssen oder großer Seen mit starken Wasserstandsschwankungen gebunden, meso- bis eutroph.

In Bach- und Flußtälern mit geringem Gefälle wechseln oft Mineral- und Moorstandorte. Wachstumsfaktor für diese Auenmoore sind hohe mittlere Grundwasserstände, wie sie vor allem in den vom Fluß entfernteren Teilen der Aue beobachtet werden. Die Selbsterhöhung des Flußbettes bewirkt zur Talrandseite hin den Anstieg der Grundwasserdrucklinie bis zur Bodenoberfläche, so daß es dort zu anhaltenden Bodenvernässungen und Moorbildungen kommen kann. Das in Hochwasserphasen herangeführte nähr- und mineralstoffreiche Überflutungswasser lagert in tieferen Stillwasserbereichen Mudden ab, in Flachwasserbereichen entstehen dagegen schwere, mineralstoffreiche Torfe (vgl. SUCCOW & JESCHKE 1986: 40). Solche **durchschlickten Moorböden** weisen häufig eine deutlich reliefierte Oberfläche mit kleinräumig wechselnden Verhältnissen der Grundwasser- und Nährstoffversorgung auf. Die Uferwälle an den Fluß- und Seeufern bestehen dagegen aus geschichteten mineralischen Grob-sedimenten.

Intakte Auenmoore mit Auenstreuwiesen gibt es z.B. entlang der Loisach (nordöstliches Murnauer Moos, Hagner Moos, Loisach-Kochelseemoore), der oberen Ammer (Ettaler Weidmoos), der Ach westlich des Staffelsees (alle GAP), der Kalten bei Bad Feilnbach/RO, der Aitrach und Weißen Achen bei Bergen, an den Südufern von Ammer- und Chiemsee sowie am Nordufer des Kochelsees, an der Lobach/OAL, Sims/RO, an der Balderschwanger Ach/OA und in besonders komplexer Ausbildung an der Trauchgauer Ach/OAL.

E) Verlandungsmoore

Charakteristisch für gewässerreiche Landschaften. Flache, stark mit Mineralstoffen befrachtete oder sehr nährstoffreiche Gewässer mit hoher Produktivität an Pflanzenmasse verlanden sehr viel schneller als nährstoffarme, tiefe und kaum Fremdmaterial erhaltende Gewässer. Die Verlandung beginnt mit der Ablagerung von Mudden. Mudden bilden sich durch im Wasser vor

handene und von außen dorthin gelangte organische und anorganische Bestandteile. Sie setzen sich am

Grund des Gewässers ab und füllen dieses allmählich auf.

Die Verlandung beschleunigt sich, wenn der Muddeabsatz durch Torfbildung der Ufervegetation ergänzt wird. Nach Verlandungsende hat sich eine geschlossene Torfdecke über dem Muddekörper gebildet. Wird der Wasserspiegel gesenkt, kann es zur verstärkter Torfbildung und damit zu rascher Verlandung kommen. Zahlreiche Streuwiesen im Voralpinen Hügel- und Moorland, im westlichen Mittelfranken und in der Oberpfalz befinden sich in ehemaligen Teichen, die vor noch nicht einmal 200 Jahren abgelassen oder verkleinert wurden (vgl. KONOLD 1987: 148), so z.B. Deiniger Moor/TÖL, die Illachmoore bei Wildsteig/WM, mehrere Sauerwiesen im Freihunger Becken/AS und in der Wondrebenske/TIR. In Streuwiesen, die erst in jüngerer Zeit durch Verlandung entstanden sind, kann die Mudde als limnisches Sediment nahezu bis zur Bodenoberfläche anstehen (z.B. Wimpersinger-Tabinger-Taubensee/TS).

Verlandungsmoore sind häufig basenreich-eutroph, es gibt jedoch auch kalkreich-oligotrophe und basenarm-oligotrophe Verlandungsmoore, bei denen Schneidriedverlandung (z.B. Kesselseen und Pfaffinger See/RO) oder Schwarzes Kopfried und Blaue Seebinse (*Scirpus tabernaemontani*) eine wichtige Rolle spielen (z.B. Pelhamer See, Schoenus-Ufermoore am Haslacher See/OAL).

F) Durchströmungsmoore

Bei den Durchströmungsmooren basiert die Torfbildung auf einem sich durch den Torfkörper bewegenden Mineralbodenwasserstrom. Sie kommen auf geeigneten Flächen, in Niederungen, Tälern und Talrandgebieten vor, in denen die Hauptgrundwasserleiter angeschnitten sind. Dieser anhaltende Mineralbodenwasserstrom, der oft auf austretende Schichtquellsysteme zurückgeht, führt zu ständig wachsenden, locker gelagerten Torfen geringer Zersetzung und hoher Ausdehnungsfähigkeit. Das ist wiederum die Voraussetzung für den Bodenwasserfluß, der vornehmlich in den obersten Torfkörper erfolgt. Das Niveau des Grundwasserstromes hebt sich mit dem aufwachsenden Torf. Die Moorvegetation wächst am Talrand im Bereich des eintretenden Mineralbodenwassers am stärksten.

Häufig treten Durchströmungsmoore mit anderen hydrologischen Moortypen kombiniert auf. Für jungpleistozäne Flußtalmoore ist die Vergesellschaftung mit randlichen Quellmooren sowie mit schmalen Überflutungsmooren längs der Flüsse kennzeichnend. In niederschlagsreichen Klimagebieten wie zum Beispiel am Alpenrand wachsen in vom Talrand fernerer Moorteilen Regenmoore den Durchströmungsmooren auf.

Bei den Durchströmungsmooren handelt es sich um sekundäre Moorentwicklungen, die auf Verlandungs-, Versumpfung-, Hang- oder Quellmooren aufwachsen und sich aus diesen entwickelt haben. Großflächige Durchströmungsmoore sind z.B. das südöstliche Murnauer Moos (vgl. SUCCOW & JESCHKE 1986: 156), die östlichen Loisach-Ko-

chelseemoore (zwischen Benediktbeuern und Kochel), das Herrschinger Moos/STA, die Laabertalmoore bei Deusmann/NM, die Ottmaringer Talmoores/NM; kleinere Taldurchströmungsmoore sind z.B. das Gutterstätter Moos/EBE, das Kupferbachtal/EBE, M, RO, das Höglwörther Tal/BGL, die Surtalmoore bei Oberteisendorf/TS, die Günztalmoore N Obergünzburg und das Hundsmoor/MN.

G) Kesselmoore

Sogar in die toteisbedingten Kesselmoore der Jungendmoränen- und Eiszerfallslandschaften drang häufig die Streunutzung vor. Da Kesselmoore aus kleinen Einzugsgebieten ernährt werden, sind sie stark vom Witterungsverlauf abhängig. Perioden von mehreren feuchten Jahren führen zu einem raschen Torfwachstum, wobei das Mineralbodenwasser das gesamte Moor erfaßt. In Trockenphasen kann das Torfwachstum vollends eingestellt sein, im Zentrum des Moores erfolgt die Speisung der Vegetation nahezu ausschließlich durch Regenwasser. Relative Trockenheit läßt Gehölzaufwuchs, vor allem Kiefer und Birke aufkommen. In feuchten Perioden stirbt der Gehölzbestand wieder ab. Wegen ihrer geringen Größe entwickeln sich Kesselmoore gewöhnlich nicht zu echten Regenwassermooren.

Die wohl bedeutendsten Kesselmoore in Bayern bergen die Eggstätt-Hemhofer Seenplatte/RO, die Seeoner Seenplatte/TS und das Osterseegebiet/WM. Die oft kalkflachmoorartigen Randpartien und Kalkflachmoorverbindungsstränge zwischen den Seen tragen vielfach Streuwiesencharakter. Viele andere Kesselmoore sind mit heute kaum mehr genutzten Großseggenrieden (meist Steifseggenegengesellschaft) und Röhrichten ausgekleidet, z.B. das Weidseegebiet südlich Petting/TS, der Taubensee/TS, viele Toteislöcher im Altlandkreis Wasserburg (z.B. Straßer See, Altensee-Hulinseegebiet), Kesselmoore zwischen Dietramszell und Kirchbichl/TÖL, Kesselmoore im Weitholz bei Rechtmehring/MÜ, RO und nördlich Pfaffing/RO, Irlhamer Moos/RO, Kessel bei Thaining-Issing/LL, Egmatinger Forst/EBE, Gilching-Grafrather Forst/FFB, STA. Auch in kleineren Toteiskesselgebieten treten Kalkniedermoore in Erscheinung (z.B. Egelsee-Bodenloser See - südlich Burggen/WM, Kessel bei St. Christoph/EBE, Söcking/STA und Leutstetten/STA), in anderen sehr vielfältige Braunmoosstufenkomplexe und seggenreiche Zwischenmoore mit seltenen Eiszeitrelikten, z.B. die seltene Torfseggenegengesellschaft (*CARICETUM HELEONASTAE*) und Strickwurzelseggenegengesellschaft (*CARICETUM CHOR-DORRHIZAE*).

1.3.1.3 Hoch- und Übergangsmoore (Bearbeitet von B. Quinger)

Zeitweise waren sogar Hoch- und Übergangsmoore in die Streunutzung einbezogen. Viele (ehemalige) Streuwiesenkomplexe sind z.T. auch von Übergangsmoor- bzw. Torfmoorstorfen unterlagert. Bei Brache entwickeln sich insbesondere Streuwiesen auf sauren Torfen bzw. auf Anmooren über sauren Kristallin- und Sandsteinen in Richtung auf torf-

moosreiche Moorvegetation. Insofern darf diese kurze "Standortkunde" der Streuwiesen den dystrophen (sauer-nährstoffarmen) Flügel nicht völlig übergehen.

Moorhydrologisch gelten Moorkomplexe als Hochmoore, deren Vegetation ausschließlich vom Regenwasser gespeist wird. Auf DU RIETZ (1954: 571 ff.) geht der Vorschlag zurück, "arme" Niedermoore von Hochmooren anhand von "Mineralbodenwasseranzeigern" wie *Carex rostrata*, *Carex lasiocarpa*, *Eriophorum angustifolium* usw. abzugrenzen. In der Praxis scheitert jedoch oft die eindeutige und zweifelsfreie Abgrenzung von **Hochmooren** und schwach mineralisch beeinflussten **Pseudohochmooren**, so daß SUCCOW & JESCHKE (1986:28) "**oligotroph-saure Armmoore**" anstelle der Unterscheidung von Hoch- und Pseudohochmooren setzen.

Hochmoore und nur gering vom Mineralbodenwasser beeinflusste Pseudohochmoore zeichnen sich durch einen "mooreigenen" Wasserhaushalt aus, an dem von außen zuströmendes Grundwasser nur noch geringen oder gar keinen Anteil mehr hat und der Wasserbedarf in erster Linie durch die örtlichen Niederschläge gedeckt wird. Die daraus resultierende extreme Nährstoff- und vor allem (!) Mineralstoffarmut, sehr tief liegende pH-Werte sowie die Vitalität einiger Torfmoosarten wie *Sphagnum magellanicum* lassen in hydrologisch unbeeinträchtigten Hochmooren und Pseudohochmooren die Ausbildung streuwiesenartiger Vegetationsbestände nicht zu!

Hydrologisch unbeeinträchtigte Hoch- und Pseudohochmoore des südlichen Alpenvorlands (Bsp.: Schwarzseefilz im Murnauer Moos) wurden zwar früher zur Streunutzung herangezogen (vgl. Kap. 1.6.1.3, S. 135), es entwickelten sich jedoch keine streuwiesenartigen Vegetationsbestände. Lediglich auf entwässerten Hochmoortorfen (= stark saure, schwach zersetzte Sphagnumtorfe) können sich bei Streumahd infolge einer verbesserten Mineralisation und infolge der stark reduzierten Vitalität der Hochmoorsphagnen artenarme, saure Haarbinsen- und Pfeifengrasbestände mit Streuwiesencharakter zuzurechnen sind.

Eine Sonderform der Streugewinnung in Torfmoosmooren war das Miespickeln, d.h. die Moos- (Sphagnum-) Streugewinnung mit der Mooshaue (vgl. Kap. 1.6). Auch hierbei bilden sich meist von der rasingen Haarbirse (*Trichophorum caespitosum*), dem Weißen und Braunen Schnabelriet (*Rhynchospora alba*, *R. fusca*) beherrschte rasenartige, meist von sekundären Erosionsrinnen und -schlenken durchzogene Bestände aus, die heute noch an vielen Stellen zwischen Lindau und Laufen die weite Verbreitung des Miespickelns belegen (Schwerpunkte sind die Landkreise TÖL und WM).

Übergangsmoore sind Teil des Niedermoores i.w.S. von DU RIETZ (1954:573 ff.), da sie in ihrer Vegetationszusammensetzung zweifelsfrei vom Grundwasser beeinflusst sind. Handelt es sich um ein hydrogen-carbonatreiches ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$), wie in weiten Teilen des Voralpinen Hügel- und Moorlan-

des, so können Schlenken, seichte Eintiefungen usw. eine kalkflachmoorartige Vegetation aufweisen.

Trophisch und moorhydrologisch lassen sich Nieder- und Übergangsmoor nicht eindeutig trennen. Von den Niedermooren unterscheiden sich die Übergangsmoore nach einem Vorschlag von PAUL (1910) durch das Auftreten von Hochmoorarten oder ombrotrophenten Pflanzenarten wie *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia* oder *Sphagnum magellanicum*. Wir schlagen vor, in diesem Zusammenhang nur solche Moorkomplexe als Übergangsmoore zu bezeichnen, in denen ombrotrophente Torfmoosarten auftreten. Diese Moore sind letztlich für die Entstehung der Regenwassermoore verantwortlich und induzieren daher gewissermaßen den "Übergangscharakter" eines solchen Moorkomplexes.

Hydrologisch unbeeinträchtigte Übergangsmoorkomplexe waren zwar z.T. (bzw. nur in trockenen Jahren) streugenutzt, nahmen aber im Regelfall nicht Struktur und Erscheinungsbild typischer Streuwiesen an.

1.3.2 Wasserhaushalt

(Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

Streuweisenstandorte sind durch zumindest zeitweise hohe Grundwasserstände geprägt oder durch Stauwasser vernäßt.

Nach der Art und Dauer der Einwirkung sind Grundwasser, Stauwasser, Überstauungen und Überflutungen durch angrenzende Oberflächengewässer auseinanderzuhalten. Sind die Bodenhohlräume über einer wasserundurchlässigen Schicht ständig mit Wasser gefüllt, welches nur der Schwerkraft unterliegt, so handelt es sich um Grundwasser. Nur zeitweise im Jahr vorhandene Wasseranreicherung im Boden ohne ausgeprägte Fließbewegung bezeichnet man als Stauwasser (SCHEFFER & SCHAHTSCHABEL 1982: 152). In bodenphysikalischer Hinsicht besteht zwischen Grund- und Stauwasser im übrigen kein Unterschied, daher werden sie gemeinsam abgehandelt (Kap. 1.3.2.1). Anschließend wird auf Überflutungen und Überstauungen eingegangen (Kap. 1.3.2.2, S. 33). Zuletzt werden die Standorte der wichtigsten Streuwiesentypen in ihrem Wasserhaushalt miteinander verglichen (Kap. 1.3.2.3, S. 33).

1.3.2.1 Grund- und Stauwasser

Das Grundwasser wirkt auf die Streuwiesenvegetation insbesondere durch unterschiedliche

- Mineral- und Nährstoffgehalte (zu gelösten Feststoffen s. auch Kap. 1.3.3, S. 34);
- Sauerstoffgehalte;
- Fließgeschwindigkeiten;
- Grundwasserstände, -schwankungsbreiten und -rhythmen.

Der Sauerstoffgehalt bestimmt u. a. die biologische Aktivität in Naßböden und damit den Torfzersetzungsgrad bzw. die Mineralisationsgeschwindigkeit

sowie den Ablauf von chemischen Reaktionen (z.B. Eisen- oder Kalkfällungen).

Die Fließgeschwindigkeit hängt vor allem vom Wasserangebot, der Neigung des wasserstauenden Untergrunds und der Durchlässigkeit des Bodens ab. Sie ist demzufolge in Tallagen mit feinkörnigen Böden wie z.B. tonigen Gleyen sehr gering, so daß hier gewöhnlich staunasse Verhältnisse vorherrschen. Mit zunehmender Neigung und Korngröße des Unterbodens steigt die Fließgeschwindigkeit stark an (relativ rasch durchströmt sind z.B. sicker-nasse Hangmoore auf Kiesuntergrund bzw. torfarme Rieselfluren der Kristallgebirge).

Grundwasserstände und -schwankungen ergeben sich aus dem Zusammenwirken von zugeführtem Niederschlagswasser, dem unterirdischen Ablauf und dem Entzug durch die Evapotranspiration. Während sich an einem Standort die jährlichen Ganglinien witterungsbedingt mehr oder weniger stark unterscheiden, ergeben sich gemittelt über mehrere Jahre sehr ähnliche hydrologische Verhältnisse. Die Dauerlinie (vgl. Abb. 1/4, S. 32) gibt - bezogen auf ein Jahr - die zeitliche Dauer der einzelnen Grundwasserstände unter Flur in Abweichung vom Mittelwert an.

Dauerhaft oberflächennah anstehendes Grundwasser (s. Dauerlinien 4 in Abb. 1/4), z.T. auch zeitweilige Überstauung (s. Dauerlinie 3 in Abb. 1/4), kennzeichnet wachsende Moore, unentwässerte (Hang-) Quellmoore mit ausgeglichener Quellschüttung. In Tälern oder Becken, insbesondere auf durchlässigen Flußalluvionen bzw. durchschlickten Niedermoortorfen, aber auch auf entwässerten Mooren fällt der Grundwasserspiegel für kürzere oder längere Zeit im Jahr ab (s. Abb. 1/4, Dauerlinien 1 und 2). Der mittlere Grundwasserstand hängt dabei maßgeblich von dem Grad bzw. der Tiefe der Entwässerung ab.

Den jahreszeitlichen Verlauf der Grundwasserganglinien in Pfeifengraswiesen des Schweizer Mit-

tellandes ermittelte KLÖTZLI (1969 a) im Rahmen einer umfangreichen Studie zu den Grundwasserbeziehungen der Moor- und Streuwiesen:

Die höchsten Grundwasserstände werden demnach zu Beginn der Vegetationsperiode zwischen März und Mai erreicht, während sich die Tiefstände gegen Ende der Vegetationsperiode zwischen August und Oktober einstellen. Im niederschlagsreichen Alpenvorland kommt es auch nach Starkniederschlägen während des Sommers zu meist kurzfristigen Anstiegen des Grundwasserspiegels. Die größte Steiggeschwindigkeit des Grundwassers fällt normalerweise in den Spätherbst, die größte Sinkgeschwindigkeit in den Zeitraum Mai bis Juni. Sink- und Steiggeschwindigkeit des Grundwassers hängen stark von der Bodenart ab. In grobkörnigen Böden steigt und sinkt der Grundwasserstand rascher als in feinkörnigen Böden, die Schwankungen sind geringer (in feinporig-feinkörnigen Böden ist das Wasser nur gering oder unbeweglich). In einer Streuwiese über einem insgesamt relativ grobkörnigen lehmigen Sandboden wurden als Maximalwerte 2 Meter Grundwasserschwankung/Woche gemessen (z.B. LEIBUNDGUT & DAVIS 1963, zit. in KLÖTZLI 1969 a: 29f.). Nasse Witterung läßt das Grundwasser vor allem dort stark ansteigen, wo zuvor die Grundwasserstände tief abgefallen waren. Starke Grundwasser-Schwankungen sind besonders bezeichnend für Streuwiesen mit relativ niedrigen mittleren Grundwasserständen.

Nicht entwässerte Torfböden vermögen wegen ihres relativ hohen Wasserhaltevermögens Grundwasser aktiv zu heben, so daß dort selbst in recht trockenen Sommern hohe Grundwasserstände und somit recht geringe Jahreschwankungen zu beobachten sind (Passarge 1954, zit. in Klötzli 1969a: 31). Dränungen wirken sich auf den Grundwasserhaushalt von Streuwiesen nach KLÖTZLI (1969a: 31, dort auch weit. Lit. zit.) folgendermaßen aus:

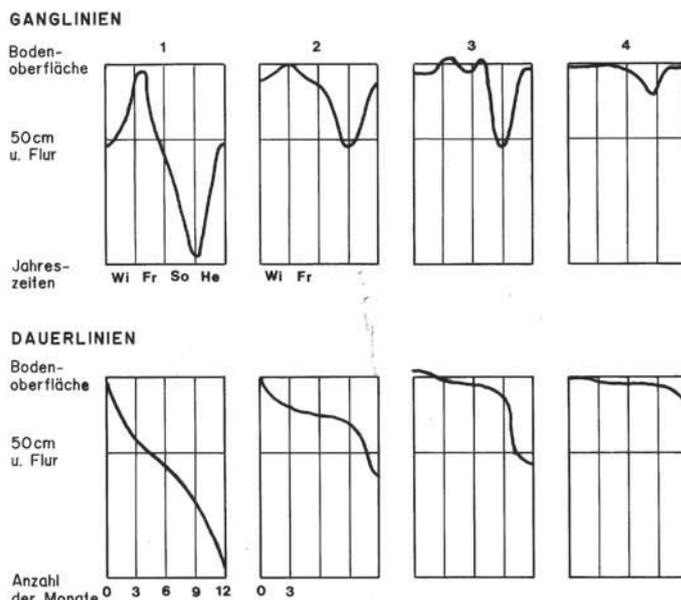


Abbildung 1/4

Grundwasserganglinien und -dauerlinien unterschiedlicher Streuwiesenstandorte (nach KLÖTZLI 1969)

Standort 1: Schwalbenwurzengian-Pfeifengraswiese;

Standort 2: Davallseggenried;

Standort 3: Steifseggen-Streuwiese (mit gelegentlichen Überflutungen);

Standort 4: nasses Kopfbinsenried (Grundwasserstände mit Ausnahme des Herbstes durchwegs sehr hoch stehend).

Nur in sehr grobkörnigen und durchlässigen Böden wird das Grundwasser nahezu gleichmäßig abgesenkt. In feinkörnigen, wenig durchlässigen Böden ist die Grundwasseroberfläche zwischen den Dränsträngen stark gewölbt. Je höher der Grundwasserspiegel vor der Dränung, desto mehr wirkt sich diese auf die Vegetation aus. Wird der Grundwasserspiegel so weit gesenkt, daß die Wurzeln auch den Kapillarsaum nicht erreichen, so hängt die Wasserversorgung der Vegetation fortan vom nutzbaren Bodenwasser (in den Mittelporen) ab. Die Kapazität hierfür steigt mit zunehmendem Tongehalt des Bodens sehr rasch an und sinkt dann wieder etwas ab. Je weniger nutzbares Wasser ein Boden faßt, um so empfindlicher reagiert die Vegetation auf eine Änderung des Grundwasserspiegels.

Eine Senkung des Grundwasserspiegels wirkt sich darum je nach Bodenart verschieden aus. Tonreiche Böden haben mit ihrem großen Volumen an Mittelporen eine hohe Kapazität für Haftwasser und ein hohes Ansaugvermögen für Grundwasser (kapillarer Aufstieg bis zu 80 cm), sie bieten daher ein Maximum an verfügbarem Bodenwasser. In Sandböden mit einem hohen Anteil an Grobporen und einem kapillaren Aufstieg von höchstens 30 cm ist der Bodenwasservorrat dagegen rasch erschöpft.

Auf entwässerten Torfböden setzen Sackungs- und Mineralisierungsprozesse ein, die zu einem Absinken der Bodenoberfläche führen (vgl. Kap. 1.3.3, S. 34, und 1.11.1.2, S. 167; KLÖTZLI 1969a: 29ff.; GÖRS 1951: 211f.).

1.3.2.2 Überflutungen und Überstauungen

Viele Streuwiesen in Flußtätern, Seebecken und Bachniederungen werden immer noch regelmäßig überflutet. Mit dem Oberflächenwasser wird der Boden von Sedimenten überdeckt, deren Stoffzusammensetzung und Korngrößenverteilung vom Einzugsgebiet des Fließgewässers bestimmt wird. In der Regel bewirken Überflutungen eine Anreicherung der Moorböden mit mineralischen Bodenbestandteilen.

Die Entstehung und das Ausmaß von O₂-Defiziten im Wurzelraum stehen in einem direkten Verhältnis zur Höhe und Dauer der Überflutung. Charakteristisch für Streuwiesen in Überflutungsmooren ist die Dominanz meso- bis eutraphenter helophytischer Großseggen wie *Carex elata*, die auch mit langwierigen Überflutungen und Überstauungen gut zurechtkommen. Niedrige Fließgeschwindigkeiten des Überflutungswassers begünstigen die Sauerstoffarmut.

Überstauungen liegen bei einem Anstieg des Grundwassers über Flur vor. Überstauungen werden häufig in flachen Senken und Mulden beobachtet. Sie treten aber auch im ebenen Gelände auf, wenn die Grundwasserdrucklinien über die Bodenoberfläche

hinausreichen. Überstauungen sind für Talrandbereiche typische Erscheinungen, die niedriger liegen als die Flußrinnen in der Talmitte. Selbst bei eingedeichten Flüssen verursachen Hochwasserspitzen Überstauungen der Wiesenareale im Hinterland infolge der steigenden Grundwasserstände. Dabei werden dem Standort nur gelöste Stoffe, jedoch keine Feststoffe zugeführt. Häufige und langandauernde Überstauungen begünstigen ebenfalls helophytische Großseggen.

1.3.2.3 Vergleich des Wasserhaushalts einiger wichtiger Streuwiesentypen

Die Streuwiesentypen unterscheiden sich in ihrem Wasserhaushalt stark. Die Höhe der mittleren Grundwasserstände, die Schwankungsbreite der Grundwasserstände, das Auftreten von extremen Tiefständen einerseits und von Überflutungen und Überstauungen andererseits üben einen großen Einfluß auf die Vegetationszusammensetzung eines Streuwiesenstandorts aus. Die nachfolgend zusammengestellten Angaben zum Grundwasserhaushalt verschiedener Streuwiesentypen entstammen aus dem Schweizer Mittelland und sind allesamt der grundlegenden Arbeit KLÖTZLIs (1969a: 59ff.) zu den Grundwasserbeziehungen der Streuwiesen entnommen. Im wesentlichen treffen sie wohl auch für bayerische Streuwiesenstandorte zu.

A) Pfeifengraswiesen

Pfeifengraswiesen zeichnen sich durch relativ niedrige mittlere Grundwasserstände aus, sind häufig auf (schwach) entwässerten Standorten anzutreffen und werden im allgemeinen nicht oder allenfalls sehr kurzzeitig (wenige Tage im Jahr) überstaut oder überflutet. Nasse Ausbildungen lehnen sich im Wasserhaushalt an Kleinseggenrieder an, sehr trockene Ausbildungen sind nur noch schwach durch das Grundwasser beeinflusst und stehen in ihrem Wasserhaushalt bereits den nicht grundwasserbeeinflussten Magerrasen nahe.

- Sehr trockene, zu Halbtrockenrasen überleitende Ausbildungen ("STACHYO-BROMETUM", "SATU-REJO-MOLINIETUM"*):
Mittlere Grundwasserstände bei 100-200 cm unter Flur, maximale Jahresschwankungen von über 200 cm, maximale Wochenschwankung 100-140 cm.
- Trockene Ausbildungen ("MOLINIETUM SERRATULETOSUM"):
mittlere Grundwasserstände bei 100-140 cm unter Flur, maximale Jahresschwankungen sehr groß bei 150-200 cm, maximale Wochenschwankungen ca. 30 cm.
- Mittlere Ausbildungen ("GENTIANO-MOLINIETUM"):
Mittlere Grundwasserstände bei 50-65 cm unter

* Die in Anführungsstrichen gesetzten Namensbezeichnungen der Pflanzengemeinschaften sind aus der Arbeit KLÖTZLIs unverändert übernommen, um die Angaben zum GW-Haushalt eindeutig auf die Originalquelle beziehen zu können.

Flur, maximale Jahresschwankung bei 100-150 cm, maximale Wochenschwankung ca. 30 cm.

- Feucht-Ausbildungen ("GENTIANO-MOLINETUM CARICETOSUM DAVALLIANAE"): Mittlere Grundwasserstände bei 25-40 cm unter Flur, maximale Jahresschwankung 100-120 cm, maximale Wochenschwankung 30 cm, ebene Standorte mehrere Wochen im Jahr überstaut oder überflutet.

B) Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder

Gleichmäßig hohe Grundwasserstände bis unmittelbar unter Flur mit relativ geringen Schwankungen sind für Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder bezeichnend. Sie sind deshalb nur auf unentwässerten oder allenfalls geringfügig durch Entwässerung beeinflussten Standorten existenzfähig. In ebener Lage sind die Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder nicht selten überstaut. In Hanglage (z.B. Hang-Quellmoore) streicht das Grundwasser auch in Trockenzeiten nur knapp unter der Bodenoberfläche, zu Zeiten reichlicher Wasserspeisung wird die Bodenoberfläche überrieselt.

- Davallseggenried ("CARICETUM DAVALLIANAE"): Mittlere Grundwasserstände bei 15-25 cm unter Flur, maximale Jahresschwankung 84-92 cm, maximale Wochenschwankung 14-24 cm.
- Mehlprimel-Kopfbinsenried, trockene Stör-Ausbildung ("PRIMULO-SCHONENETUM STACHYETOSUM"): Mittlere Grundwasserstände 25-40 cm unter Flur, maximale Jahresschwankung 110 cm, maximale Wochenschwankung 30 cm, keine Überstauung.
- Kopfbinsenried, nasse Ausbildung ("SCHOENETUM, nasse Ausb."): Mittlere Grundwasserstände bei 5-12 cm unter Flur, maximale Jahresschwankung 40 cm, maximale Wochenschwankung 7 cm, ebene Standorte mehrere Wochen im Jahr überstaut oder überflutet.

C) Großseggenrieder

Überflutungen und Überstauungen sind bezeichnend, wobei insbesondere von Steifseggenriedern eine permanente Überstauung vertragen werden kann. Steifseggenrieder halten zudem starke Grundwasser-Schwankungen aus, während Fadenseggenrieder Standorte mit geringen Schwankungen bevorzugen. Schnabelseggenrieder (nicht in KLÖTZLIS Untersuchungsprogramm) zeichnen sich durch einen ähnlichen Wasserhaushalt aus wie die Fadenseggenrieder (vgl. PFADENHAUER 1989: 27).

- Steifseggenried, trockene Ausbildung mit *Callicteronella cuspidata* ("CARICETUM ELATAE, *Acrocladium*-Ausb."): Mittlere Grundwasserstände 25-40 cm unter Flur, maximale Jahresschwankungen 140 cm, max. Wochenschwankungen 90 cm, einige Tage im Jahr überflutet oder überstaut.
- Typisches Steifseggenried ("CARICETUM ELATAE TYPICUM"): Mittlere Grundwasserstände 15-25 cm unter

Flur, maximale Jahresschwankung um 90 cm, maximale Wochenschwankung um 20 cm, 13 Wochen im Jahr überstaut oder überflutet.

- Steifseggenried, nasse Ausbildung ("CARICETUM ELATAE COMARETOSUM"): Mittlere Grundwasserstände 0-10 cm unter Flur, maximale Jahresschwankung 20-30 cm, 40-50 Wochen im Jahr überstaut.
- Schlankseggenried ("CARICETUM GRACILIS"): Mittlere Grundwasserstände bei 5-12 cm unter Flur, maximale Jahresschwankung 89 cm, maximale Wochenschwankung 15 cm, 8 bis 20 Wochen im Jahr überflutet.
- Fadenseggenried, nasse Ausbildung ("CHRYSOHYPERICUM-CARICETUM LASIOCARPAE"): Wie Steifseggenried, nasse Ausbildung; bezeichnend sind hohe Grundwasserstände bei geringen Grundwasserschwankungen.

1.3.3 Nährstoffe und Basenversorgung

(Bearbeitet von B. Quinger)

Die meisten Streuwiesenstandorte sind aufgrund ihrer Bodennässe durch ein relativ geringes Nährstoffangebot für die Vegetation gekennzeichnet. Auch in eutrophen Niedermooren auf Talalluvionen liegt nur ein geringer Teil der Nährstoffe in mineralisierter Form vor. Je nach der Pedogenese und den hydrologischen Verhältnissen, ergibt sich ein weites Spektrum hinsichtlich des Nährstoff- und Basenhaushalts.

Für die Kennzeichnung der Trophie von Streuwiesenstandorten gilt nach SUCCOW & JESCHKE (1986: 28) der im Humus- oder Torfsubstrat vorhandene Stickstoffgehalt als aussagekräftig. Die N_c -Werte oligotropher Moore liegen unter 3%, bei den mesotrophen Mooren bewegen sie sich zwischen 3 und 5%, Moore mit N_c -Werten zwischen 5 und 10 werden von diesen Autoren als eutroph angesehen. Der Gesamstickstoffgehalt des Moorwassers erlaubt ebenfalls Zuordnungen: Er beträgt bei oligotrophen Mooren 0,01 bis 0,25 mg/l, bei mesotrophen Mooren 0,25 bis 0,60 mg/l und bei eutrophen Mooren 0,60 bis 1 mg/l. Weniger klare Beziehungen lassen sich zwischen den Trophiestufen und den P- und K-Gehalten ziehen, die jedoch ebenfalls das Pflanzenwachstum wesentlich mitbestimmen.

Ausgesprochen eutrophe Standortbedingungen in Niedermooren beruhen vielfach auf dem Wechsel zwischen zeitweiliger Überflutung dieser Standorte mit Phasen deutlicher oberflächlicher Austrocknung. Das oberflächlich zufließende Fremdwasser führt dem Torfsubstrat Mineral- und Nährstoffe zu, während den Austrocknungsphasen werden Mineralisierungsvorgänge besonders wirksam, die der Vegetation im Torf gebundene Nährstoffe zuführen. Als Ergebnis dieser Prozesse bilden sich hochzeretzte und mineralstoffreiche Torfe.

Geringe Nährstoffkonzentrationen findet man in ständig von oligotrophem Hang- oder Quellwasser durchspülten Hangmooren. Selbst in nährstoffreicher Umgebung können im Bereich von Schichtquellaustritten noch kleinflächig oligotrophe Flachmoore anzutreffen sein. Je nach der Konzentration

von gelöstem Kalk im austretenden Quellwasser unterscheidet man:

- **Kalkarm-oligotrophe Moore** mit pH Werten im Bereich zwischen 4 und 5; sie sind über sauren Gesteinen der Grundgebirge oder über entbastem Geschiebelehm entwickelt.
- **Kalkreich-oligotrophe Moore** mit Zufluß von carbonatreichem Wasser auf Hängen oder in Quellmulden. Der Kalk scheidet sich auf anorganischem Weg und unter Mitwirkung von Quellmoosen und Mikroorganismen ab und bildet in Sümpfen Alm oder humosen Kalkschlick und an Hängen Quelltuff. Der pH-Wert solcher Kalkflachmoore liegt im neutralen oder im schwach basischen Bereich (7,0 bis 7,5).

Bei Aufwachsen des Torfkörpers über den Grundwasserspiegel entstehen Hochmoor- und hochmoorartige Torfböden, die sich durch einen geringen Torfzersetigungsgrad, einen großen Reichtum an Huminstoffen und einen sehr geringen Elektrolyt- bzw. Mineralstoffgehalt auszeichnen. Die pH- Werte liegen sehr niedrig und bewegen sich zwischen 3,0 und 4,5. Hochmoortorfe zeichnen sich durch ein extrem weites C/N-Verhältnis aus. Hochmoortorfe bleiben deshalb selbst nach Entwässerungen sehr nährstoffarme Standorte. Das N-Angebot für die Vegetation kann sich infolge der nun verbesserten Mineralisation gegenüber dem vormaligen Zustand zwar deutlich erhöhen, bleibt jedoch immer noch niedrig.

Die Versorgung organischer Böden mit den Hauptnährstoffen Stickstoff, Phosphor und Kalium steht mit dem Ausgangsmaterial, dem Torfzersetigungsgrad und den hydrologischen Verhältnissen in einem engen Zusammenhang.

1.3.3.1 Stickstoff

Insbesondere auf Naßböden sind der Gesamtstickstoffgehalt des Bodens und die Menge an pflanzenverfügbaren N-Verbindungen zu unterscheiden. In Niedermoorböden bewegt sich der Gesamtstickstoffgehalt etwa im Bereich von 2-4% Gewichtsanteil der Trockensubstanz, in Hochmoortorfen bei lediglich 0,5-1,2% (KAPFER 1988: 52). Er liegt damit um das 10- bis 50fache höher als in Mineralböden. In unentwässerten Mooren liegt der größte Teil des Stickstoffs in gebundener, nicht pflanzenverfügbarer Form vor.

Indem unter Zutritt von Luftsauerstoff der im Torf gebundene Stickstoff mineralisiert wird (KUNTZE & SCHEFFER 1984, zit. in KAPFER 1988: 57), steigt der geringe Anteil an pflanzenverfügbarem Mineralstickstoff mit zunehmender Entwässerung stark an. Die hohe N-Nachlieferung durch Mineralisation der organischen Substanz ist dafür verantwortlich, daß Stickstoff auf entwässerten Moorböden niemals der limitierenden Nährstoff ist (SCHEFFER 1977). In Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis der organischen Substanz können bei ausreichender Belüftung kultivierter Niedermoores jährlich große Mengen des N-Vorrates in den obersten 20 Zentimetern des Bodens mineralisiert werden (KUNTZE & SCHEFFER 1984). Die Stickstoff-Nachlieferung

erwies sich auf entwässerten Niedermoorböden des Westallgäus als sehr hoch (vgl. KAPFER 1988:57).

Bei reichlichem Sauerstoffangebot entsteht durch Oxidation Nitrat (NO_3). Unter den anaeroben Bedingungen ist die Nitrat-Konzentration in Moorböden im allgemeinen sehr gering; nur während einer sommerlichen Austrocknungsphase kann sie zeitweilig ansteigen (LEON 1968). Bei dem in nassen Böden herrschenden anaeroben Milieu wird NO_3 größtenteils denitrifiziert, Stickstoff entweicht gasförmig. Pflanzenverfügbarer Stickstoff liegt größtenteils als Ammonium vor (vgl. BOLLER-ELMER 1977: 77). In weitgehend unbeeinflussten Riedern ermittelte BOLLER-ELMER (1977: 48) Nitratgehalte von 0-5 mg/l Boden und Ammoniumgehalte (NH_4) von 5-15 mg/l. Diese NH_4 -Konzentrationen unterscheiden sich nicht wesentlich von denen auf Fettwiesenböden.

Folgende Prozesse beeinflussen den N-Haushalt in Niedermoorböden:

Input durch:

- Austrocknung der Bodenoberfläche und Torfmineralisation;
- Einträge aus der Atmosphäre (z.B. durch Niederschläge und Blitzschlag, heute in einer Größenordnung von 30kg/ha im Jahr nach EGLOFF 1984);
- Stickstofffixierung von Knöllchenbakterien in den Wurzeln von Leguminosen.

Output durch:

- Auswaschung insbesondere des leicht löslichen Nitrats, auf kalkreichen Standorten aber auch des Ammoniums ins Grundwasser;
- Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen in vernässten Böden (= Umwandlung von mineralisiertem in gasförmigen Stickstoff); Entweichen von N_2 , NO_x , N_2O und NH_3 .

1.3.3.2 Phosphor

Die Pufferkapazität einzelner Streuwiesenstandorte für P beruht im wesentlichen auf der Fähigkeit zum Ionenaustausch. Auf Moorstandorten hängt sie wesentlich vom Ton- und Feinschluffgehalt des Bodens ab. In mineralstoffarmen (= nicht durchschlickten), +/- sauren Niedermoor- und Hochmoorböden können aufgrund der organischen Substanz für Anionen aufgrund der organischen Substanz für Anionen durch Düngung keine P-Vorräte angelegt werden. Phosphor ist in diesen Böden sehr mobil und leicht pflanzenverfügbar, wird aber auch sehr schnell ausgewaschen.

Auf mineralstoffreichen und vor allem tonreichen Streuwiesen ist die P-Dynamik dagegen sehr viel differenzierter. In mineralstoffreichen Niedermoores kann P an von der organischen Substanz komplexierte Eigenionen (SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL 1982) gebunden werden, so daß eine gewisse Vorratsbildung möglich ist. In dieser Bindung bleibt es zugleich gut pflanzenverfügbar, da Säuren, die bei der Mineralisation der organischen Substanz freigesetzt werden, mit den zur P-Fixie-

nung neigenden Ca^{2+} -, Al^{3+} - und Fe^{2+} -Ionen Chelate bilden.

In mineralstoffreichen und durchschlickten Niedermooren bzw. auf tonigen Mineralböden ist die Möglichkeit zur P-Bevorratung durch Adsorption an Tonminerale (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL 1982) noch größer. Niedrige Redox-Potentiale (bei Sauerstoffmangel!) fördern die P-Löslichkeit.

In kalkreichen Niedermooren mit pH-Werten $> 6,5$ ist P dagegen wenig pflanzenverfügbar, da es in diesen unlösliche Calciumsalze bildet (SCHEFFER 1977). WARNKE-GRÜTTNER (1990: 110) fand im Torf streugenutzer Kalkquellmoore (JUNCETUM SUBNODULOSI, PRIMULO-SCHOENETUM) des Mindelseegebiets bei Radolfzell extrem niedrige Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Phosphor vor. Bei der Aushagerung schwach eutrophierter Pfeifengraswiesen auf Kalk-Anmoorgleyen des Schweizer Mittellandes erwies sich nach EGLOFF (1986: 140 ff., Versuch "Lunnerallmend") P als der primär limitierende Nährstoff.

Generell dürfte diese Bedeutung dem Phosphor allerdings auf organischen Böden nicht zufallen. Nach KAPFER (1988: 112f.) scheint die Bedeutung des Kaliums als begrenzender Nährstofffaktor auf organischen Böden ähnlich hoch wie die des Phosphors, vielfach sogar noch bedeutsamer zu sein.

1.3.3.3 Kalium

In mineralstoffarmen Hoch- und nicht durchschlickten Niedermoorböden wird Kalium nur schwach sorbiert, da die Ladungsstellen bei niedrigem pH von H_3O^+ -Ionen und bei höherem pH hauptsächlich von 2-wertigen Ionen (Ca, Mg) abgedeckt werden. Eine K-Bevorratung ist deshalb in diesen Böden nicht möglich. Mit steigendem Durchschlickungsgrad (Ton- und Feinschluffanteil) steigen jedoch der autochthone K-Vorrat und das K-Sorptionsvermögen an (SCHEFFER & BARTELS 1984a).

Im Gegensatz zum P wird K auch in mineralstoff- und kalkreichen Niedermooren trotz hoher Kationenaustauschkapazität der organischen Substanz mit zunehmendem pH-Wert immer weniger sorbiert und deshalb leicht in den Untergrund ausgewaschen. Das liegt an der hohen Ca- und Mg-Selektivität der organischen Austauschere (FEIGE 1977). In kalkreichen Niedermooren sind deshalb 90% der Kationenaustauschkapazität von Ca-Ionen abgedeckt. "Überraschend hohe" Werte an pflanzenverfügbarem Kalium ermittelte WARNKE-GRÜTTNER (1990:112) in einem Kalk-Quellmoor innerhalb eines Mehlprimel-Kopfbinsenried-Bestandes (PRIMULO-SCHOENETUM).

Unter den Streuwiesenstandorten besitzen deshalb nur tonige Mineralböden und tonhaltige Niedermoorböden eine hohe K-Pufferkapazität. Diese Böden können Kalium an Tonmineralen absorbieren (vgl. KAPFER 1988: 109f., dort weitere Literatur).

Aufgrund der schlechten K-Bevorratung stellt auf zahlreichen Streuwiesenstandorten wohl das Kalium den primär limitierenden Nährstoff dar (KAP-

FER 1988: 111). Der hohe Kaliumbedarf von Grünlandbeständen auf Moorböden ist bereits seit langem bekannt (vgl. KLAPP 1971: 179). In als Wirtschaftsgrünland genutzten Niedermoorstandorten kann es bei Ausbleiben von K-Düngungen sehr rasch zur völligen K-Erschöpfung kommen.

1.3.4 Strahlung und Temperatur, Bestandsklima

Als in der Regel gehölzarme Standorte unterliegen Streuwiesen einer starken Ein- und Ausstrahlung, dennoch fallen die Temperaturdifferenzen zwischen Tag und Nacht im Bereich der Bodenoberfläche im allgemeinen geringer aus als auf Flächen mit geringerem Bodenwassergehalt. Einer raschen Erwärmung bei Sonnenschein wirken die hohe Wärmekapazität des Wassers und die einsetzende Evapotranspiration entgegen. Die bodennahe Luft enthält fast immer eine hohe relative Feuchtigkeit. Neben reinen Niedermoorböden sind auch feinkörnige (tonreiche) Mineralböden mit hohem Bodenwassergehalt als "kalte Böden" einzustufen (KLÖTZLI 1969: 29).

Im Sommer dämpft das in der Regel nur ca. 10°C warme Grundwasser den Temperaturanstieg grundwasserbeeinflusster Böden.

Aus dem Rahmen mit vergleichsweise hohen Jahresmitteltemperaturen im Boden fallen dagegen ständig sickernasse Quellmoor-Standorte (GÖRS 1951: 220ff.). Sie frieren im Winter kaum zu.

Hohe Temperaturen werden an sonnigen Sommertagen auf oberflächlich trockenen Niedermoorböden bei Grundwassertiefstand und lückiger Vegetationsdecke erreicht. Der schwarze Torf absorbiert stark die einfallende Globalstrahlung. Die im Boden eingeschlossene Luft verhindert eine Ableitung der Wärme in tiefere Bodenschichten, so daß es im Oberboden zu einem regelrechten "Hitzestau" kommen kann.

Umgekehrt ist die nächtliche Ausstrahlung über Wiesen besonders stark, da die relativ geschlossene Vegetationsdecke als wirksame Sperrschicht einen Wärmenachschub aus dem Boden blockiert. Über großen, streuwiesenreichen Niedermoorgebieten in Beckenlagen bildet sich in windarmen, klaren Nächten ein "Kaltluftsee" aus, so daß nach vorausgegangenen Kaltlufteinbrüchen sogar im Sommer Bodenfrost auftreten können. Geringfügig kältemildernd wirkt sich die bei der reichlichen Tau- bzw. Reifbildung freiwerdende Kondensationswärme aus (VAN EIMERN & HÄCKEL 1979: 140ff.).

Zu den mikroklimatisch kältesten Standorten einer Landschaft gehören von Wald umschlossene, in Kesseln oder Mulden gelegene Moore. Deren Jahresmitteltemperatur kann bis zu 2°C unter den Mittelwerten des Regionalklimas liegen. Die Ausaperung erfolgt ebenso wie der Vegetationsbeginn um einige Wochen gegenüber der Umgebung verzögert, die Vegetationsperiode dauert bis zu über einen Monat kürzer.

1.4 Pflanzenwelt

(Bearbeitet von B. Quinger; mit Beiträgen von U. Schwab und J. Weber)

Nach einer allgemeinen Darstellung der Ökologie der Streuwiesen-Pflanzen und -Phytocoenosen (Kap. 1.4.1) werden Artenspektrum (Kap. 1.4.2, S. 42) und Pflanzengemeinschaften (Kap. 1.4.3, S. 75) vorgestellt.

1.4.1 Pflanzenökologische Grundlagen

(Bearbeitet von U. Schwab und J. Weber, Mitwirkung von B. Quinger)

Übersicht:

- Phänologie und Lebensformen charakteristischer Streuwiesenpflanzen (Kap. 1.4.1.1, S. 37 und 1.4.1.2, S. 37).
- Anpassungen von Pflanzen an die charakteristischen Standortfaktoren (Kap. 1.4.1.3, S. 39 und 1.4.1.4, S. 39).
- wesentliche vegetative und generative Verbreitungsmechanismen (Kap. 1.4.1.5, S. 40)

1.4.1.1 Phänologie

Für die Pflegepraxis von großer Bedeutung sind Grundkenntnisse der phänologischen Entwicklung während des Jahresverlaufs der Streuwiesen. Das Pflege-Management sollte grundsätzlich auf die phänologischen Zyklen einer Streuwiesen-Phytocoenose abgestimmt sein (s. Tab. 1/1, S. 38).

Im Frühjahr verharren die Streuwiesen recht lange in ihrer gelbbraunen Winterfärbung. Der Austrieb zögert sich wegen der nur langsam erfolgenden Bodenerwärmung der grundwasserbeeinflussten Böden stark hinaus. Ab Mitte April bis Mitte Mai (bei einer späten Vegetationsentwicklung) treiben auf den Kalkflachmooren die Frühjahrsblüher aus, die etwa zeitgleich mit dem ersten Laubaustrieb ihre Blüten öffnen. Auf den Frühlings-Enzian, den Stengellosen Enzian und Berg-Hahnenfuß folgen bald zahlreiche Kleinseggenarten, Mehlprimeln, Fettkraut, Niedrige Schwarzwurzel, Blutwurz, Bittere Kreuzblume und andere Arten, die einen Frühjahrsaspekt mit Vorherrschen der Farben rosa/weiß/gelb/blau erzeugen

Pfeifengraswiesen auf kalten Niedermoor- oder Tonböden ergrünen erst ab Anfang Mai mit dem Blattaustrieb des Pfeifengrases und sommerblühender (Hoch)stauden. Den Frühsommeraspekt bestimmen hier z.B. Sibirische Schwertlilie, Prachtnelke, Breitblättriges und Fleischfarbendes Knabenkraut. Auf Streuwiesen mit hohem Grundwasserstand fallen ab Juni die Fruchtstände der Wollgräser auf, in Kalkflachmooren beginnt gegen Ende des Frühsommers die Blütezeit der Simsenlilie und Sumpf-Stendelwurz.

Im Juli kommt das auf vielen Streuwiesen aspektbildende Pfeifengras zur Blüte und leitet den Höhepunkt der Vegetationsentwicklung der Molinieten ein. Gleichzeitig blühen Heilziest und Weiden-Alant, gegen Ende des Monats folgen Kümmel-Sil-

ge, Teufelsabbiß, Färberscharte, der Duft-Lauch und die späten Enziane wie der Lungen- oder der Schwalbenwurz-Enzian. Zu diesem Zeitpunkt stehen viele wechselfeuchte MOLINIETEN in ihrem Haupt-Blühaspekt, während auf Kalkflachmooren die Blütenmenge bereits nachläßt. In Davallseggenriedern erscheinen als Spätsommerblüher z.B. Alpenbinse und Sumpf-Herzblatt.

Die Samen der Spätsommerblüher reifen erst ab Mitte September, wenn sich der Aufwuchs von Pfeifengraswiesen allmählich von dunkelgrün in ein leuchtendes Gelbbraun verfärbt. Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder nehmen im Herbst eine eher graue bis graubraune Verfärbung ein. Die oberirdische Phytomasse beginnt etwa ab Anfang Oktober abzustorben, wenn das Temperaturmittel 10° C unterschritten hat (GÖRS 1951: 230ff.).

Die Mehrzahl aller charakteristischen Streuwiesenpflanzen ist sommergrün. Wintergrün sind vor allem die Moose, die bei der ausreichenden Bodennässe auch bei Temperaturen um den Gefrierpunkt assimilieren. Darüber hinaus gibt es zahlreiche Arten mit wintergrüner Sproßbasis in den Kalkflachmooren. Der Sickerwassereinfluß läßt den Boden der Quellmoore im Winter meist nur oberflächlich und kurzzeitig oder gar nicht gefrieren.

Wegen der günstigen Temperaturverhältnisse während des Winterhalbjahres in Kalkflachmooren findet man dort einen relativ hohen Prozentsatz an wintergrünen Arten wie z.B. *Schoenus ferrugineus*, *Juncus subnodulosus* oder *Tofieldia calyculata*. In Pfeifengraswiesen beherrschen dagegen Pflanzenarten das Bild, die nur während eines Zeitraums von ca. 5- 6 Monaten grüne Blattoorgane ausbilden wie z.B. *Molinia caerulea*, *Inula salicina*, *Trollius europaeus* oder *Sanguisorba officinalis*.

Nur innerhalb einer sehr kurzen Zeitspanne von etwa 3 Monaten im Jahr zeigen viele Knollen-Geophyten grüne Blattmasse, so z.B. Knabenkräuter und *Gladiolus palustris*. Bei Individuen dieser Arten vergehen nach ihrer Keimung viele Jahre, bis sie erstmals blühen (GÖRS 1951: 231).

1.4.1.2 Lebensformenspektrum

Nach der Lebensdauer der Sprosse sowie nach Lage und Schutz der überdauernden Erneuerungsknospen während der ungünstigen Jahreszeiten kann man die Kormophyten nach RAUNKIAER (1937) in verschiedene Lebensformen einteilen, die für die Bewirtschaftungs- /Pflege-Reaktion von großer Bedeutung sind. Mehr als die Hälfte aller Arten sind in wohl allen Streuwiesen-Gemeinschaften den **Hemikryptophyten** mit Erneuerungsknospen im Bereich der Bodenoberfläche zuzuordnen. Diese lassen sich weiter untergliedern in **Horst-Hemikryptophyten**, wozu die meisten Gräser gehören, und in **Rosetten-Hemikryptophyten**, die in vergleichsweise großer Zahl auf Kalkflachmooren mit ihren sich frühzeitig erwärmenden Böden vertreten sind (ca. 25% der Artengarnitur). Zu den Horst-Hemikryptophyten der Streuwiesen gehören u.a. die *Molinia*-Arten, *Carex davalliana*, *Schoenus ferrugineus*, *Gentiana*

Tabelle 1/1

Blühaspektfolgen in Kopfbinsenrieden und Enzian-Pfeifengraswiesen (z. T. nach WEBER & PFADENHAUER 1987 und GÖRS 1951 ergänzt und verändert), (F)= auffällige Fruchtstände.

Artenreihenfolge bezeichnet Blühaspektfolge

In den einzelnen Höhenstufen können sich die Blüzeitpunkte etwas verschieben.

	Kopfbinsenried	Enzian-Pfeifengraswiese
April	vergilbende, abgestorbene Phytomasse <i>Gentiana clusii</i> <i>Gentiana verna</i> <i>Pinguicula alpina</i> <i>Primula auricula</i> (Erdinger Moos) <i>Ranunculus montanus</i>	
Mai	<i>Bartsia alpina</i> <i>Carex panicea</i> <i>Carex flacca</i> <i>Primula farinosa</i> <i>Armeria purpurea</i> <i>Schoenus ferrugineus</i> <i>Pinguicula vulgaris</i> <i>Polygala amarella</i> <i>Scorzonera humilis</i>	<i>Carex panicea</i> <i>Carex flacca</i> <i>Dactylorhiza majalis</i> <i>Trollius europaeus</i>
Juni	<i>Leontodon hispidus</i> <i>Gentiana utriculosa</i> <i>Tofieldia calyculata</i> <i>Dactylorhiza traunsteineri</i> <i>Eriophorum latifolium</i> (F) <i>Trichophorum alpinum</i> (F)	<i>Potentilla erecta</i> <i>Iris sibirica</i> <i>Dianthus superbus</i> <i>Dactylorhiza incarnata</i> <i>Gymnadenia conopsea</i>
Juli	<i>Epipactis palustris</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Epipactis palustris</i> <i>Serratula tinctoria</i> <i>Betonica officinalis</i> <i>Molinia caerulea</i> <i>Selinum carvifolia</i> <i>Inula salicina</i>
August und September	(<i>Phragmites australis</i>) <i>Parnassia palustris</i> <i>Juncus alpino-articulatus</i> (<i>Gentianella germanica</i>)	(<i>Phragmites australis</i>) <i>Gentiana pneumonanthe</i> <i>Gentiana asclepiadea</i> <i>Succisa pratensis</i> <i>Allium suaveolens</i> <i>Swertia perennis</i>
Oktober	vergilbende, absterbende Phytomasse	

asclepiadea, *G. pneumonanthe* und *G. verna*, zu den Rosetten-Hemikryptophyten beispielsweise *Primula farinosa*, *Pinguicula vulgaris*, *Parnassia palustris* und *Leontodon hispidus* (Lebensformangaben nach SCHIEFER 1981: 243ff. und PFADENHAUER 1989: 28).

Am Aufbau der Pfeifengraswiesen können die **Geophyten**, die sich durch unterirdische Überwintungsorgane auszeichnen, zu 20-30% beteiligt sein. Diese Lebensform ist auf den dauerhaft grundwassernassen Böden der Quellmoore offensichtlich benachteiligt. (dort maximal 10% des Arteninventars).

Zu den ausläuferbildenden Rhizom-Geophyten gehören u.a. *Carex elata*, *C. lasiocarpa*, *C. nigra* und *C. panicea*, zu den Knollen-Geophyten beispielsweise Orchideen-Arten wie *Orchis morio* oder *Dactylorhiza majalis* (Lebensformangaben ebenfalls nach SCHIEFER 1981: 1-325 und PFADENHAUER 1989: 28).

Chamaephyten mit Erneuerungsknospen einige cm bis dm über der Bodenoberfläche sind in geringer Menge vor allem in eher bodensauren von Borstgrasflecken durchsetzten Pfeifengraswiesen anzutreffen. Zu den Chamaephyten gehören z.B. Zwergsträucher wie *Calluna vulgaris*, *genistella germanica* und *Vaccinium*-Arten.

Eine untergeordnete Bedeutung fällt in den Streuwiesen-Lebensräumen den **Therophyten** zu, die den Winter als Samen überdauern. Therophyten sind in Streuwiesen-Lebensräumen vor allem auf zeitweise überschwemmten, vegetationsarmen Tritt- und Fahrspuren anzutreffen. Dort treten gelegentlich pionierfreudige NANOCYPERION-Arten wie *Centaurea pulchellum*, *Isolepis setacea* und *Cyperus*-Arten (*C. fuscus* und *C. flavescens*) auf, die allesamt einjährig sind (vgl. OBERDORFER 1990).

Dagegen bilden **Bryophyten** (Moose) häufig eine eigene Schicht.

1.4.1.3 Anpassungen an den Wasserhaushalt

Die Nässe vieler Streuwiesenstandorte erfordert spezielle morphologische Anpassungen:

Die Mehrzahl der Streuwiesenpflanzen besitzen ein kräftiges, ziemlich ausgedehntes Wurzelsystem, dessen Tiefe und Aufbau in gewissem Zusammenhang zum mittleren Grundwasserstand ihres Wuchsorts steht: Dauerhaft staunasse Standorte besiedelnde Seggenarten (z.B. *Carex elata*, *C. fusca* und Wollgräser) besitzen meist kräftige, nur flach den Oberboden durchziehende Wurzeln, die dennoch eine gute Verankerung gewährleisten. Im Wurzelgewebe in Interzellularräumen (=Aerenchyme) eingelagerte Luft sichert eine ausreichende Sauerstoffversorgung. Auf besonders stark verdichteten, nassen Böden mit geringem Porenvolumen können Binsenarten (*Juncus spec.*) mit ihren elastischen Wurzeln gedeihen.

An wechsellässigen Niedermoorstandorten sind flachwurzelnde Pflanzen benachteiligt, weil sie während des Grundwassertiefstands den Grundwasserhorizont nicht mehr erreichen und ihren Wasserbedarf vorwiegend aus dem mineralstoffärmeren Niederschlagswasser decken müssen. Es überwiegen die Arten mit einem tiefreichenden, intensiven Wurzelsystem, z.B. *Molinia caerulea*, *Deschampsia cespitosa*, *Sanguisorba officinalis*. Als ausläuferbildende Tiefwurzler mit stärker verzweigtem Wurzelsystem gehören zu dieser ökologischen Gruppe auch z.B. *Equisetum palustre* und *Carex panicea*.

Die zeitweise Austrocknung des Oberbodens ermöglicht auch tiefwurzelnden Arten der Magerrasen (z.B. *Galium boreale*, *Carex flacca*, *Nardus stricta*) sowie z.T. anspruchsvollen Geophyten eine dauer-

hafte Existenz (KLÖTZLI 1969). Darunter erreichen manche gerade im "Pendelmilieu" wechselnaß/wechsel trocken ihre optimale Entfaltung wie z.B. die Fliegenragwurz (*Ophrys insectifera*), Sumpfglabdiolo (*Gladiolus palustris*), Flohsegge (*Carex pulicaris*) oder Schwarzwurzel (*Scorzonera humilis*).

Auf eher nährstoffreichen Naßstandorten angesiedelte großblättrige Arten, wie z.B. Schilf, Großseggen und hohe Stauden können eine sehr starke Transpirationsleistung erbringen. Für Schilfröhrichte und Großseggenbestände wurden 1300 bis 1600 mm Bestandesverdunstung/Jahr gemessen (vgl. LARCHER 1976: 230ff.). Diese Verdunstungswerte liegen weit über dem Niveau der in Mitteleuropa erreichbaren potentiellen Verdunstung. Sie übertreffen auch vielfach die ortsüblichen Niederschlagsmittel/Jahr, so daß der für diese Bestandesverdunstung erforderliche Wasserbedarf aus der Umgebung derartiger Riedgebiete mitgedeckt werden muß.

1.4.1.4 Nährstoffhaushalt einiger Streuwiesenpflanzen

Trotz Wasserüberschuß im Boden zeigen insbesondere auf sauren Torfböden wachsende Pflanzen einen skleromorphen Bau, wie er für Trockenstandorte typisch ist: Verdickung und Kutinisierung der Epidermen, Einsenkung der Spaltöffnungen, Reduktion der Größe und geringe Oberflächenentwicklung der Einzelblätter und Anlage von Festigungsgeweben namentlich zur Stabilisierung der Wasserleitungsbahnen (vgl. OVERBECK 1975: 285f.). Diese morphologischen Erscheinungen werden als eine Folge des Nährstoffmangels des Standorts gedeutet und als "Peinomorphien" (peina = gr. = Hunger) bezeichnet (OVERBECK 1975: 288).

Spezielle Speichereinrichtungen erlauben einen haushälterischen Umgang mit dem knappen Nährstoffangebot, (PFADENHAUER 1989: 34).

Molinia caerulea speichert ausschließlich unter der Oberfläche, vorwiegend in basalen Internodien andere dominante Gräser oder Cyperaceen zusätzlich in wintergrünen, oberirdischen Speicherorganen wie *Schoenus ferrugineus* (basale Sproßabschnitte) oder *Carex elata* (basale Sproßabschnitte und kleinen Jungspossen). Die Ernährungssituation der Streuwiesen läßt sich nach PFADENHAUER (1989: 29) aus den NPK-Gehalten dominanter Süß- und Sauergräser zum Hochstand der Vegetationsentwicklung (Mitte Juli bis Mitte August) folgendermaßen charakterisieren:

Bei bestandesbildenden Streuwiesenarten wie *Molinia caerulea*, *Schoenus ferrugineus*, *Trichophorum cespitosum* und *Carex lasiocarpa* liegen die K- und die P-Werte zu diesem Zeitpunkt auf einem sehr niedrigen Niveau. Arten des nährstoffreichen Grünlandes zeichnen sich durch wesentlich höhere Werte aus. Die geringen P- und K-Gehalte der dominanten Gräser und Cyperaceen weisen auf eine Unterversorgung der Streuwiesenstandorte mit P und K hin (PFADENHAUER 1989: 33f.). Lediglich bei den eutraphenten Großseggen *Carex acutiformis* und

Carex elata bewegten sich die P- und die K-Werte oberhalb des Mangelbereichs (bezogen auf Grünlandstandorte). An K-Unterversorgung leiden besonders Pfeifengraswiesen auf Niedermoor, durch P-Mangel sind besonders *Schoenus ferrugineus*-, *Trichophorum cespitosum*- und *Carex lasiocarpa*-Bestände gekennzeichnet.

Der für viele charakteristische Streuwiesenpflanzen langsame Entwicklungszyklus mit später Blütezeit und Samenreife steht nach EGLOFF (1986: 139) möglicherweise im Zusammenhang mit dem Phosphatmangel in Moorböden. Auch die gelegentlich zu beobachtende Rotfärbung an Stengeln und Blättern von *Molinia caerulea*, *Inula salicina*, *Eriophorum angustifolium* oder *Potentilla erecta* weist auf einen P- Mangel hin.

Darüber hinaus lassen sich im Verlauf der Vegetationsperiode ausgeprägte Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Bereichen des Sprosses nachweisen: So nimmt z.B. bei *Schoenus ferrugineus* die Konzentration von N, P und K analog zur Aufwuchsmenge von Mai bis Juli kontinuierlich zu. K wird bereits ab Juli, N und P ab August wieder aus den Blättern in die Sproßbasis rückverlagert (Retranslokation). Nach Untersuchungen von GANZERT & PFADENHAUER (1986) beträgt die Retranslokation von Juli bis Oktober bei Stickstoff 28%, bei Phosphor 34% und bei Kalium 44%, an der Sproßbasis finden sich Ende Oktober 42%N, 56% P und 37%K der jeweils im Juli in der Blattmasse enthaltenen Nährstoffmengen.

Ähnliche Nährstoffverlagerungen fanden PFADENHAUER & LÜTKE-TWENHÖVEN (1986) bei *Molinia caerulea* im Spätsommer und Frühherbst (Abb.1/5, S. 41). Die Abnahme von N und P im Sproß verlief mit der Zunahme dieser Nährstoffe an der Sproßbasis und im Wurzelsystem weitgehend zeitlich parallel. Beim Kalium erfolgten die stärksten Verluste: einer starken Abnahme im Sproß stand nur eine geringfügige Zunahme in den Speicherorganen gegenüber. Offenbar wird Kalium ebenso wie Calcium, das keiner nennenswerten

Retranslokation unterliegt, aus der lebenden und absterbenden Phytomasse in bemerkenswertem Umfang ausgewaschen.

Weniger ausgeprägte Nährstoffverlagerungen lassen sich bei *Carex*-Arten nachweisen, dies gilt insbesondere für Phosphor. Nach Untersuchungen von ATWELL et al. (1980) sind Seggen auch unter oligotrophen Bedingungen sowohl auf sauren als auch basischen Standorten zu außerordentlich intensiver P- Absorption über die Wurzeln fähig.

1.4.1.5 Vegetative und generative Verbreitung

Verschiedene Formen der **vegetativen** Verbreitung lassen sich bei Streuwiesenpflanzen unterscheiden (OBERDORFER 1990, HESS, LANDOLT & HIRZEL 1967/ 1970/ 1972, WEHSARG 1935 u. a.):

- Arten ohne bzw. mit nur sehr geringem vegetativen Ausbreitungsvermögen:
Pflanzen mit wenig verzweigten unterirdischen Organen, einzeln oder zerstreut vor allem an eher nährstoffarmen Standorten mit geringer Konkurrenz durch massenwüchsige Arten z.B. *Succisa pratensis*, *Selinum carvifolia*, *Scorzonera humilis*, *Parnassia palustris*, *Tofieldia calyculata*, *Pinguicula spec.*, *Dactylorhiza majalis*, *D. incarnata* und *Gladiolus palustris*.
- Arten mit Horstbildung:
Können bei Brache oder Beweidung im Laufe von Jahren aus Einzelpflanzen durch periphere Neuanlage von Sprossen z.T. mächtige Horste mit hoher Persistenz gegenüber konkurrierenden Arten aufbauen z.B. *Molinia caerulea*, *Deschampsia cespitosa*, *Carex elata* und *Schoenus nigricans*. Kleinere, weniger widerstandsfähige Horste bilden z.B. *Carex davalliana*, *C. canescens*, *Schoenus ferrugineus* und *Trichophorum cespitosum*.
- Arten mit verzweigten Wurzelstöcken:
Manche krautige Pflanzen vermögen den Wuchsbereich ihrer Individuen durch Verzweigungen des Wurzelsystems nach und nach zu

Tabelle 1/2

Nährstoffgehalte (gemessen in mg/g Trockensubstanz) in Sprossen einiger Streuwiesenpflanzen im Sommer (nach PFADENHAUER 1989); _ = sehr starker Mangel des betreffenden Nährstoffs.

Nährstoffe	N	P	K
<i>Molinia caerulea</i>	16,9	<u>0,8</u>	<u>4,4</u>
<i>Carex acutiformis</i>	12,2	1,8	<u>9,9</u>
<i>Carex elata</i>	13,9	2,0	17,6
<i>Carex lasiocarpa</i>	12,5	<u>0,7</u>	19,3
<i>Carex rostrata</i>	13,3	<u>0,9</u>	<u>10,0</u>
<i>Schoenus ferrugineus</i>	11,6	<u>0,5</u>	<u>8,9</u>
<i>Trichophorum caespitosum</i>	10,9	<u>0,7</u>	<u>6,9</u>
<i>Cladium mariscus</i>	8,3	<u>1,0</u>	<u>11,2</u>

erweitern. Dieser Gruppe gehören z.B. *Sanguisorba officinalis*, *Potentilla erecta*, *Betonica officinalis*, *Gentiana asclepiadea* und im weiteren Sinne auch *Iris sibirica* an.

- Arten mit unterirdischen Ausläufern; Rhizom-Geophyten:
können rasch schwach durchwurzelte Stellen in Streuwiesen "erobern" und auf vegetativem Weg ihren Wuchsort ausdehnen bzw. zu verlagern, wie z.B. *Phragmites australis*, *Inula salicina*, *Equisetum palustre*, *Eleocharis uniglumis*, *Carex panicea*, *C. flacca*, *C. fusca*, *C. rostrata*, *Epipactis palustris*.
- Arten mit oberirdischen Ausläufern; Stolonenbildner:
profitieren vor allem von gestörten Flächen mit offenen Bodenstellen (z.B. infolge von Überflutungen), auf die sie mit ihren Ausläufern vorstoßen, z.B. *Mentha aquatica*, *Menyanthes trifoliata* und *Ranunculus flammula* an.

Die meisten *Allium*-Arten bilden als vegetative Verbreitungseinheiten im Bereich des Blütenstands

Bulbillen aus, die von Tieren verschleppt werden und an geeigneten Standorten zu neuen Pflanzen auswachsen.

Viele Streuwiesen-Pflanzen weisen ein vergleichsweise **generatives** geringes Fortpflanzungs- und Ausbreitungsvermögen (mäßige Samenproduktivität, geringe Keimfähigkeit) auf. So entwickelt z.B. *Schoenus ferrugineus* nur 3- 4 Samen pro Halm und zeigt eine Keimrate von nur 10- 15%. Dagegen bildet *Poa pratensis* meist über 100 Samen pro Halm mit hoher Keimrate aus (MAAS 1987: 125). Das Samenpotential im Boden von Streuwiesen ist verhältnismäßig gering: Pfeifengraswiesen enthalten nach MAAS (1987: 96) nur ein Fünftel bis ein Drittel, Kopfbinsenrieder gar nur etwa ein Zehntel der Menge an keimfähigen Samen wie Futterwiesen. Die Samenbank von Streuwiesen* setzt sich zu über 80% aus Samen von Streuwiesenarten zusammen; auf Magerkeitszeiger und Arten des extensiven Grünlands entfallen weniger als 20% (MAAS 1987: 99). Zum Reifezeitpunkt sind die Samen zahlreicher Streuwiesenarten nicht in Keimbereitschaft, sie sind

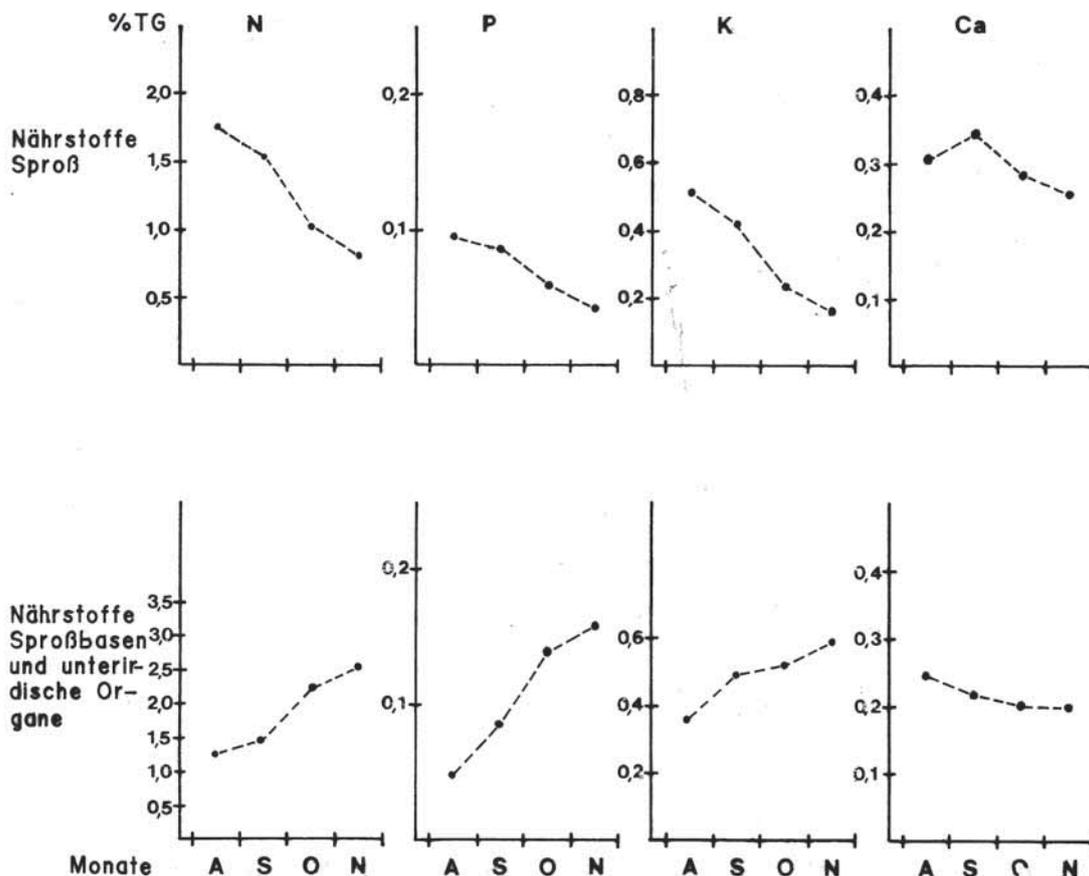


Abbildung 1/5

Nährstoffgehalte (% des Trockengewichts) von *Molinia caerulea* im Sproß und in Sproßbasen sowie unterirdischen Organen von Anfang August bis Anfang November; nach PFADENHAUER & LÜTKE-TWENHÖVEN (1986), verändert.

* Gesamtheit aller keimfähigen Samen im Boden.

dormant. Zur Aufhebung dieser Dormanz sind äußere Einwirkungen, insbesondere Kälteperioden und Temperaturschwankungen (Kältekeimer), z.T. auch Frost (Frostkeimer) und z.T. eine hohe Lichtintensität (Lichtkeimer) notwendig. Damit wird eine Keimung zu einem ungünstigen Zeitpunkt, z.B. am Ende der Vegetationsperiode, vermieden.

Nach dem Keimungsverhalten und dem Vermögen, Samenbanken anzulegen, unterscheidet MAAS (1987: 116, 130ff., 143) drei Gruppen:

- Arten mit kurzfristigem Samenpotential (transient seed bank). Zumeist handelt es sich um Lichtkeimer. Die Samen weisen eine weiche Samenschale auf, besitzen eine geringe Überdauerungsfähigkeit im Boden und sind zum Reifezeitpunkt nicht dormant. Die Samen überdauern im keimfähigen Zustand nur eine Vegetationsperiode. Die Einzelindividuen zeichnen sich oft durch eine große Samenproduktion aus. Zu dieser Gruppe gehören *Molinia caerulea*, *Parnassia palustris*, *Drosera rotundifolia* und *Tofieldia calyculata*.
- Arten mit mittelffristigem Samenpotential. Samen klein und weichschalig. Wegen der Eigenschaften der Samenschale liegt keine lange Haltbarkeit der Samen im feuchten Zustand vor. Es besteht ein ausgeprägtes Kälte- oder gar Frostbedürfnis vor der Keimung. Die Keimfähigkeit der Samen bleibt zumeist länger als eine Vegetationsperiode erhalten. Innerhalb von 2-3 Jahren verlieren die Samen von Arten mit mittelffristigem Samenpotential jedoch ihre Keimfähigkeit. Die Einzelindividuen zeichnen sich oft durch eine große Samenproduktion aus. Ein mittelffristiges Samenpotential unter den Streuwiesenspflanzen bilden *Schoenus ferrugineus*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*, *Succisa pratensis* und *Leontodon hispidus*.
- Arten mit langfristigem Samenpotential. Samen vielfach recht groß mit harter dicker Samenschale, oft zusätzliche Hülle vorhanden (z.B. Fruchtschlauch bei der Gattung *Carex*). Die Überdauerungsfähigkeit im keimfähigen Zustand im Boden ist groß, die Dormanz nur über Temperatureffekte behebbar. Samen dieser Arten können mindestens drei Vegetationsperioden im Boden überdauern, ohne die Keimfähigkeit einzubüßen. Die Samenproduktion der Arten mit langfristigem Samenpotential ist zumeist relativ niedrig, oft ist eine starke Tendenz zur vegetativen Vermehrung zu beobachten (z.B. Ausläuferbildung). Zu den Streuwiesenarten mit einem langfristigen Samenpotential gehören *Carex davalliana*, *Carex elata*, *Carex flava*, *Carex fusca*, *Carex hostiana*, *Carex panicea*, *Carex rostrata*, *Calluna vulgaris*, *Juncus alpinus*, *Lotus uliginosus*, *Potentilla erecta*, *Viola palustris* und *Filipendula ulmaria*.

Bei einigen Arten wie *Trollius europaeus* oder *Veratrum album* erwies sich eine eindeutige Zuordnung zu einer dieser drei Gruppen als nicht möglich (MAAS 1987: 116f.).

Hinsichtlich ihrer Konkurrenzkraft lassen sich diese Gruppen nach PFADENHAUER (1989:32) folgendermaßen einstufen:

- a) Konkurrenzschwache, meist eher kleinwüchsige Kräuter mit vorwiegend generativer Verbreitung, oft dünnchaligen Samen und mit kurz- bis mittelffristigem Samenpotential im Boden. Die als Einzelindividuen lebenden Arten besitzen eine leicht zu beseitigende Dormanz, so daß sie bei Entstehen von Bestandeslücken in der Vegetationsdecke rasch zur Keimung gelangen können (Bsp.: *Primula farinosa*).
- b) Konkurrenzstärkere, niedrig- und hochwüchsige Grasartige und Stauden mit vorwiegend vegetativer Ausbreitung (ausläuferbildend), meist dickschaligen Samen und der Tendenz, ein langfristiges Samenpotential im Boden aufzubauen.

Das Fehlen einer Art im Bestand bei gleichzeitigem Vorkommen im Samenpotential kann nach MAAS (1987: 124f.) kaum mit einem nennenswerten Sameneintrag von benachbarten Flächen erklärt werden, da nur wenige Arten einen Ferntransport besitzen wie z.B. die anemochoren Arten (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1977) *Eriophorum latifolium*, *Leontodon hispidus*, *Cirsium spec.*, *Crepis mollis* oder die zoochoren Arten (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1977) *Frangula alnus* und *Succisa pratensis*. Selbst anemochore Samen fliegen selten weiter als fünf Meter (MAAS 1987: 125). Ballistochore Samen wie sie *Pinguicula vulgaris* besitzt, haben noch beträchtlich kürzere Flugweiten, die kaum über einen Meter weit reichen (LUFTENSTEINER 1982).

1.4.2 Artenspektrum der Streuwiesen-Lebensräume (Bearbeitet von B. Quinger)

Nachfolgend wird eine Auswahl an Gefäßpflanzenarten (1.4.2.1), Moose und Flechten (1.4.2.2) der Streuwiesen-, Quellmoor- und Quellsumpf-Lebensraumkomplexe zusammengestellt, die für einzelne Typen dieser Lebensräume bezeichnend sind. Standorteigenschaften (z.B. Nässe, Basenversorgung), Nutzungsformen und geographische Lage der Streuwiesen-Lebensräume schlagen sich in jeweils spezifischen Artengruppen wieder.

1.4.2.1 Gefäßpflanzen

Den einzelnen Standort-, Struktur- und Regional-Typen entsprechen bestimmte Artengruppen.

Nach einer Zusammenstellung der Grundartengarnitur der Streuwiesen-Lebensräume (Kap. 1.4.2.1.1, S. 43), werden charakteristische Artengruppen der basenreichen (Kap. 1.4.2.1.2, S. 46) und der basenarmen Streuwiesen-Lebensräume (Kap. 1.4.2.1.3, S. 48) vorgestellt. Danach wird auf die Arealtypen eingegangen, denen sich Streuwiesenpflanzen zuordnen lassen (Kap. 1.4.2.1.4, S. 49).

Im fünften Unterkapitel (Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) wird auf naturschutz- und pflegerelevante Eigenschaften einiger ausgewählter Gefäßpflanzen-Arten der Streuwiesen-Lebensräume eingegangen.

Zwischen den wissenschaftlichen und den deutschen Artnamen ist in den nachfolgenden Tabellen der Gefährdungsgrad nach der Roten Liste Bayern (RL-BY) (SCHÖNFELDER 1986) angegeben. Geschützte Pflanzen sind mit einem "G" versehen, sofern sie nicht auf der Roten Liste stehen (vgl. SCHÖNFELDER 1986: 36f.). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach OBERDORFER (1990).

Tabelle 1/3

Grundarten der Streuwiesen, Riedwiesen, Quellmoore und Quellsümpfe. Die mit einem Stern* markierten Arten sind nur innerhalb der Streuwiesen-Lebensräume Südbayerns verbreitet.

RL-BY		
<i>Carex davalliana</i>	-	Davall-Segge
<i>Carex elata</i>	-	Steife Segge
<i>Carex flava s.str.</i>	-	Gelbe Segge
<i>Carex fusca</i> (= <i>C. nigra</i>)	-	Braune Segge
<i>Carex panicea</i>	-	Hirse-Segge
<i>Equisetum palustre</i>	-	Sumpf-Schachtelhalm
<i>Eriophorum angustifolium</i>	G	Schmalblättriges Wollgras
<i>Eriophorum latifolium</i>	3	Breitblättriges Wollgras
<i>Galium boreale</i>	-	Nordisches Labkraut
<i>Galium uliginosum</i>	-	Moor-Labkraut
<i>Linum catharticum</i>	-	Purgier-Lein
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Molinia caerulea</i>	-	Pfeifengras
<i>Parnassia palustris</i>	G	Herzblatt
<i>Peucedanum palustre</i>	-	Sumpf-Haarstrang
<i>Potentilla erecta</i>	-	Blutwurz
<i>Salix repens</i>	-	Kriech-Weide
<i>Schoenus ferrugineus</i>	-	Rostrottes Kopfried
<i>Selinum carvifolia</i>	-	Kümmelblättrige Silge
<i>Serratula tinctoria</i>	-	Färber-Scharte
<i>Stachys officinalis</i>	-	Heil-Ziest
<i>Succisa pratensis</i>	-	Teufelsabbiß
<i>Valeriana dioica</i>	-	Sumpf-Baldrian

1.4.2.1.1 Allgemein typische "Streuwiesenarten" (Grundartengarnitur)

Die in Tab.1/3 (S. 43) zusammengestellten Arten bilden im wesentlichen den Grundstock der Arten-Ausstattung der Streuwiesen-Lebensräume in mehreren Regionen Bayerns. Sie kommen in allen Streuwiesen-"Provinzen" Bayerns vor. Diese Arten haben zumeist eine recht große soziologisch-ökologische Amplitude.

Arten der Gebüsch-, Wälder und langjähriger Brachen in Streuwiesen-Lebensräumen

(s. Tab.1/4, S. 44).

Hinsichtlich Basenversorgung eher indifferente Riedwiesenpflanzen

In den nassen Streuwiesen und Kleinseggenriedern treten einige Gefäßpflanzen-Arten auf, die sowohl

im kalkreichen als auch im kalkarmen (wenn auch meistens zumindest mäßig basenreichen und nicht stark sauren) Milieu vorkommen. Sofern diese Arten hohe Ansprüche an die Intaktheit des Wasserhaushalts stellen, gegen Eutrophierung besonders empfindlich sind und/oder auf bestimmte Pflegezustände angewiesen sind, können sie durchaus (stark) gefährdet und selten sein (wie z.B. *Carex hartmanii*; s. Tab.1/5, S. 45).

Auf Übergangsformen zwischen Streu- und Feuchtwiesen hindeutende Arten

Die in Tab.1/6, S. 45, zusammengestellte Artengruppe ist für Streuwiesen bezeichnend, die zu den Feuchtwiesen überleiten. Dieser Übergangscharakter kann durch eine frühere Düngung erzeugt worden sein, aber auch natürliche Ursachen haben. Insbesondere in den Auen-Streuwiesen ist das Feuchtwiesen-Element unübersehbar vorhanden, ohne daß zugegütert worden wäre.

Tabelle 1/4

Arten der Gebüsch-, Wälder und langjähriger Brachen in Streuwiesen-Lebensräumen.

Arten mit Schwerpunkt in Hochmoor- und Übergangsmoorkomplexen bleiben ungenannt. An die Arten, die in Streuwiesen-Lebensräumen nur im Auenbereich vorkommen, ist ein (A), an die Arten, die in Streuwiesen-Lebensräumen auf kalkreiche Standorte beschränkt sind, ein (K) angefügt. Arten der Streuwiesen-Lebensräume der Montanregionen sind mit einem (M) versehen. Die Arten mit einem nachgestellten (Q) sind für Quellmoorbrachen charakteristisch.

	RL-BY	
<i>Alnus glutinosa</i>	-	Schwarz-Erle
<i>Angelica silvestris</i>	-	Wald-Engelwurz
<i>Betula carpatica</i>	-	Karpaten-Birke
<i>Betula pubescens s. str.</i>	-	Moor-Birke
<i>Caltha palustris</i>	-	Sumpfdotterblume
<i>Carex acutiformis</i>	-	Sumpf-Segge
<i>Carex elongata</i>	-	Walzen-Segge
<i>Carex paniculata</i>	-	Rispen-Segge
<i>Crepis paludosa</i>	-	Sumpf-Pippau
<i>Dryopteris cristata</i>	2	Kammfarn
<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	Wasserdost
<i>Equisetum telmateia (Q)</i>	-	Riesen-Schachtelhalm
<i>Filipendula ulmaria</i>	-	Mädestuß
<i>Frangula alnus</i>	-	Faulbaum
<i>Galium palustre agg.</i>	-	Artengruppe des Sumpf-Labkrauts
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Lythrum salicaria</i>	-	Blut-Weiderich
<i>Mentha aquatica</i>	-	Wasser-Minze
<i>Myosotis palustris agg.</i>	-	Sumpf-Vergißmeinnicht
<i>Phalaris arundinacea (A)</i>	-	Rohrglanzgras
<i>Phragmites australis</i>	-	Schilf
<i>Polemonium caeruleum</i> (wohl nur in Niedermoorgebieten der Oberpfalz und Mittelschwaben au- tochthon)	3	Himmelsleiter
<i>Salix alba (A)</i>	-	Silber-Weide
<i>Salix aurita</i>	-	Ohr-Weide
<i>Salix cinerea</i>	-	Grau-Weide
<i>Salix x multinervis</i>	-	Bastard aus Ohr- und Grau-Weide
<i>Salix nigricans (K)</i>	-	Schwarzwerdende Weide
<i>Salix purpurea (K)</i>	-	Purpur-Weide
<i>Scutellaria galericulata</i>	-	Sumpf-Helmkraut
<i>Solanum dulcamara</i>	-	Bittersüßer Nachtschatten
<i>Symphytum officinale</i>	-	Gewöhnlicher Beinwell
<i>Thelypteris palustris (E)</i>	3	Sumpf-Schildfarn

Tabelle 1/5

Oligotraphente Pflanzenarten nasser Streuwiesen und Kleinseggenrieder, sowohl im kalkreichen wie im kalkarmen (wenn auch nicht basenarmen) Milieu auftretend.

	RL-BY	
<i>Carex hartmannii</i>	2	Hartmans-Segge
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	2	Traunsteiners Knabenkraut
<i>Equisetum fluviatile</i>	-	Teich-Schachtelhalm
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	3	Lungen-Enzian
<i>Linum catharticum</i>	-	Purgier-Lein
<i>Menyanthes trifoliata</i>	-	Fieberklee
<i>Orchis morio</i>	3	Kleines Knabenkraut
<i>Parnassia palustris</i>	-	Sumpfh Herzblatt
<i>Pinguicula vulgaris</i>	3	Gewöhnliches Fettkraut
<i>Trichophorum alpinum</i>	-	Alpen-Haarbinse
<i>Swertia perennis</i>	3	Sumpf-Tarant

Tabelle 1/6

Arten im Übergangsbereich, Streu- und Feuchtwiesen, Arten stark überschlichter Randbereiche

	RL-BY	
<i>Angelica sylvestris</i>	-	Wald-Engelwurz
<i>Cardamine pratensis</i>	-	Wiesen-Schaumkraut
<i>Carex acuta</i> (= <i>C. gracilis</i>)	-	Schlank-Segge
<i>Carex disticha</i>	-	Kamm-Segge
<i>Cirsium palustre</i>	-	Sumpf-Kratzdistel
<i>Cirsium rivulare</i>	-	Bach-Kratzdistel
<i>Crepis mollis</i>	3	Weicher Pippau
<i>Crepis paludosa</i>	-	Sumpf-Pippau
<i>Dactylorhiza majalis</i>	3	Breitblättriges Knabenkraut
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	Rasenschmiele
<i>Equisetum palustre</i>	-	Sumpf-Schachtelhalm
<i>Geum rivale</i>	-	Bach-Nelkenwurz
<i>Lathyrus pratensis</i>	-	Wiesen-Platterbse
<i>Lotus uliginosus</i>	-	Sumpf-Hornklee
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	-	Kuckuckslichtnelke
<i>Polygonum bistorta</i>	-	Schlangen-Knöterich
<i>Ranunculus aconitifolius</i>	-	Eisenhutblättriger Hahnenfuß
<i>Ranunculus acris</i>	-	Scharfer Hahnenfuß
<i>Rhinanthus spec.</i>	-	Klappertopf-Arten
<i>Sanguisorba officinalis</i>	-	Großer Wiesenknopf
<i>Scirpus silvaticus</i>	-	Waldsimse
<i>Silaum silaus</i>	-	Wiesensilge
<i>Trifolium pratense</i>	-	Rot-Klee
<i>Trollius europaeus</i>	3	Trollblume
<i>Valeriana dioica</i>	-	Sumpf-Baldrian
<i>Vicia cracca</i>	-	Vogel-Wicke

Tabelle 1/7

Arten basenreicher Pfeifengraswiesen. Die mit Stern * markierten Arten zeigen eine deutliche Bindung an die heute sehr selten gewordenen Komplex-Lebensräume aus Kalk-Pfeifengraswiesen, Kalk-Halbtrockenrasen (MESOBROMION) und Kalk-Quellmooren (CARICION DAVALLIANAE).

	RL-BY	
<i>Allium angulosum</i>	3	Kanten-Lauch
<i>Allium carinatum</i>	3	Gekielter Lauch
<i>Allium suaveolens</i>	3	Wohlfriechender Lauch
<i>Carex tomentosa</i>	3	Filz-Segge
<i>Cirsium tuberosum</i>	3	Knollen-Kratzdistel
<i>Dianthus superbus</i>	3	Pracht-Nelke
<i>Epipactis palustris</i>	3	Sumpf-Weichwurz
<i>Gladiolus palustris</i> *	2	Sumpf-Gladiole
<i>Gymnadenia conopsea</i>	G	Gewöhnliche Händelwurz
<i>Inula salicina</i>	-	Weiden-Alant
<i>Iris sibirica</i>	3	Sibirische Schwertlilie
<i>Laserpitium prutenicum</i>	2	Preußisches Laserkraut
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	3	Natternzunge
<i>Selinum carvifolia</i>	-	Kümmelblättrige Silge
<i>Senecio helenites</i>	3	Spatelblättriges Greiskraut
<i>Serratula tinctoria</i>	-	Färber-Scharte
<i>Silaum silaus</i>	-	Wiesen-Silge
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	3	Spargelschote
<i>Thalictrum simplex subsp. galioides</i> *	2	Labkrautblättrige Wiesenraute

1.4.2.1.2 Artengruppen verschiedener Standort-Typen in basenreichen Streuwiesen- Lebensräumen

Arten basenreicher Pfeifengraswiesen

Die basenreichen Pfeifengraswiesen bilden gewissermaßen den "Prototyp" der arten- und blütenreichen Streuwiese. Die in Tab.1/7, S. 46, zusammengestellten Arten können als charakteristische Vertreter der kalkreichen Pfeifengras-Streuwiesen gelten.

Mäßig feuchte und wechselfeuchte Pfeifengraswiesen zeichnen sich durch die Beimischung von Arten der Kalk-Halbtrockenrasen aus. Die in Tab.1/8, S. 47, zusammengestellten Arten sind für relativ trockene kalkreiche MOLINIETEN bezeichnend.

Arten der Kalk-Quellmoore und Kalk-Quellsümpfe, Differential-Arten nasser Pfeifengraswiesen

Die Vegetation der Kalk-Quellmoore und Kalk-Quellsümpfe wird in erster Linie von den kalkliebenden Kleinseggenriedern geprägt. Ein großer Teil dieser Arten kennzeichnet zugleich die nassen, kalkreichen Pfeifengraswiesen.

Einige Vertreter der in Tab.1/9, S. 48, zusammengestellten Arten stellen so hohe Ansprüche an den Wasserhaushalt, daß sie nur in ständig durchsickernden und +/- überrieselten Stellen in Quellmooren und Quellsümpfen auftreten und daher den Pfeifengras-

wiesen fehlen, in denen die Grundwasserstände unterhalb des Wurzelraumes absinken können.

Beherrscht werden die Kalk-Kleinseggenrieder zu meist von *Carex davalliana*, *Schoenus ferrugineus* oder *Schoenus nigricans*; *Eriophorum latifolium* erscheint häufig aspektbildend. In dichten Herden auftretende Bestände der Stumpfbliätigen Binse (*Juncus subnodulosus*) deuten auf Eutrophierungen hin.

Arten der basenreichen Großseggen-Riedwiesen

Basenreiche Großseggen-Riedwiesen sind weitgehend auf die Seebeckenmoore des Voralpinen Hügel- und Moorlands sowie auf die flußbegleitenden Niedermoor- und mineralischen Naßboden-Standorte beschränkt, die auch außerhalb dieses Naturraumes entlang der Donau, der Isar und Amper vorkommen, s. Tab.1/10, S. 49.

Über die flächenmäßig bedeutendsten Großseggen-Streuwiesen-Vorkommen Bayerns verfügen heute das Murnauer Moos, die Loisach-Kochelseemoore, das Ammersee- und das Chiemseebecken (Grabenstätter Moos, Bergener Moos). Im nördl. Bayern gibt es Großseggen-Riedwiesen vor allem in der westl. Fränkischen Alb (z.B. Wemdinger Ried) und in der östl. Fränkischen Alb (z.B. Deusmauer Moor).

Arten basenreicher Übergangsmoore, die in engem Kontakt zu basenreichen Pfeifengras-Streuwiesen und Kalk-Kleinseggenriedern stehen.

In den Seebeckenmooren vor allem des Alpenrandes, in Toteiskesselmooren, aber auch in flächig ausgeprägten Jungmoränen-Vermoorungen stehen

Tabelle 1/8

Trennarten des MESOBROMION, die häufig mäßig feuchten und wechselfeuchten bis wechselfrischen Kalk-Pfeifengraswiesen beigemischt sind. Die mit einem Stern* markierten Arten können sogar bis in Kalk-Kleinseggenrieder vorstoßen.

	RL-BY	
<i>Aquilegia atrata</i>	G	Dunkle Akelei
<i>Brachypodium pinnatum</i>	-	Fieder-Zwenke
<i>Brachypodium rupestre</i>	-	Stein-Zwenke
<i>Buphthalmum salicifolium</i>	-	Ochsenauge
<i>Bromus erectus*</i>	-	Aufrechte Trespe
<i>Carex flacca</i>	-	Blaugrüne Segge
<i>Carex montana</i>	-	Berg-Segge
<i>Carex sempervirens</i>	-	Immergrüne Segge
<i>Hippocrepis comosa</i>	-	Hufeisenklee
<i>Koeleria pyramidata</i>	-	Großes Schillergras
<i>Filipendula vulgaris</i>	-	Gewöhnliches Mädesüß
<i>Galium verum</i>	-	Echtes Labkraut
<i>Gentianella germanica</i>	G	Deutscher Enzian
<i>Ononis repens</i>	-	Kriechende Hauhechel
<i>Orchis coriophora</i>	1	Wanzen-Knabenkraut
<i>Orchis militaris</i>	3	Helm-Knabenkraut
<i>Orchis ustulata</i>	3	Brand-Knabenkraut
<i>Platanthera bifolia</i>	G	Weißer Waldhyazinthe
<i>Prunella grandiflora</i>	-	Großblütige Brunelle
<i>Sanguisorba minor</i>	-	Kleiner Wiesenknopf
<i>Scabiosa columbaria</i>	-	Tauben-Skabiose
<i>Trifolium montanum*</i>	-	Berg-Klee

die Klein- und Großseggenrieder häufig in unmittelbarem Kontakt zu basenreichen Übergangsmooren, die früher zumindest in trockenen Jahren randlich von der Streunutzung miterfaßt werden konnten. Nasse, primär waldfreie Ausbildungen blieben zu meist ungenutzt.

In hydrologisch intakten und nicht durch Eutrophierung geschädigten, basenreichen Übergangsmoorkomplexen in Streuwiesen-Lebensräumen können sich die Wuchsorte sehr selten gewordener, stark gefährdeter oder sogar akut vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten befinden, s. Tab.1/11, S. 50.

Arten oligo- bis mesotropher Auen- und Seeried-Streuwiesen

Die nachfolgende Artengruppe zeigt einen deutlichen Schwerpunkt auf Streuwiesen, die hin und wieder von kalkoligotrophen Flüssen, Bächen oder Seen überschwemmt werden, s. Tab.1/12, S. 51. Der Boden wird durch die Überschwemmungen mit mineralischen Bodenbestandteilen durchschlickt, dabei aber nur mäßig stark aufgedüngt (wichtig: das die Überschwemmungen verursachende Gewässer darf keine oder nur sehr geringe P-Belastungen aufweisen!). An den hohen Gefährdungsgraden zahlreicher Auen-Streuwiesenarten spiegelt sich der Sachverhalt wider, daß die Auen-Streuwiesen im besonderen Maße das Opfer der Meliorierungen geworden sind. Wegen der günstigen Vorflutverhältnisse ließen sich die Auenstreuwiesen relativ leicht ent-

wässern und in Wirtschaftsgrünland oder sogar Ackerland umwandeln

Arten andauernd durchsickerter, durch- oder überrieselter, nährstoffarmer, offengehaltener Pionierstandorte auf basenreichem Substrat

Die folgende Artengruppe der basenreichen Streuwiesen-Lebensräume findet vielfach zu geringe Beachtung, obwohl gerade sie in den letzten 50 Jahren anscheinend einem rapiden Rückgang ausgesetzt war, s. Tab.1/13, S. 51. Sie profitiert an nassen und nährstoffarmen, zumeist quelligen Stellen von Störeinflüssen, die kontinuierlich zur Öffnung des Bodens führen. Deshalb treten diese Arten in erster Linie an Fahrspuren oder an Stellen auf, die ehemals dem Viehtritt ausgesetzt waren. In den heute sehr selten gewordenen Bach-Quellmooren wachsen sie an Quellaustritten, die stark genug schütten, um das Gelände offenzuhalten; ebenso in den Quellrinnen, wo zumindest periodisch ein starker Wasserzug den Vegetationsschluß verhindert.

Arten meso- bis eutropher Pionierstandorte in Streuwiesen-Lebensräumen

Die nachfolgende Artengruppe besiedelt ähnliche Standorte wie die vorige, zeichnet sich jedoch durch einen wesentlich höheren Nährstoffbedarf aus, s. Tab.1/14, S. 52. Charakteristische Standorte sind selten begangene Wege, Fahrspuren und Wendeplätze auf zumeist mineralischem Substrat. Die mit einem Stern* markierten Arten kommen nur an Stel-

Tabelle 1/9

Arten der Kalk-Quellmoore und der Kalk-Quellsümpfe. Die Vertreter dieser Artengruppe kennzeichnen zugleich nasse Ausbildungen der Kalk-Pfeifengraswiesen. Die mit einem Stern* markierten Arten sind auf ständig durchsickerte und/oder überrieselte Standorte beschränkt und fehlen selbst den nassen Pfeifengraswiesen. Einige der genannten Arten greifen auch in andere Vegetationsbestände über.

	RL-BY	
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>purpurea</i> *	1	Purpur-Grasnelke
<i>Aster bellidiastrum</i>	-	Alpen-Maßliebchen
<i>Bartsia alpina</i> *	-	Alpenhelm
<i>Carex davalliana</i>	3	Davall-Segge
<i>Carex hostiana</i>	3	Saum-Segge
<i>Carex lepidocarpa</i>	-	Schuppen-Segge
<i>Cochlearia bavarica</i> , <i>pyrenica</i>	2	Bayerisches Löffelkraut
<i>Drosera anglica</i> *	3	Langblättriger Sonnentau
<i>Eleocharis quinqueflora</i> *	3	Armbütige Sumpfbirse
<i>Eriophorum latifolium</i>	3	Breitblättriges Wollgras
<i>Gentiana clusii</i>	3	Stengelloser Enzian
<i>Gentiana utriculosa</i> *	2	Schlauch-Enzian
<i>Juncus alpinus</i> , <i>alpino-articulatus</i>	-	Gebirgs-Birse
<i>Juncus subnodulosus</i>	-	Stumpfbütige Birse
<i>Liparis loeselii</i> *	2	Glanzstendel
<i>Orchis palustris</i> (<i>Orchis palustris</i> gilt als Charakterart der Kalk-Kleinseggenrieder, tritt in Bayern jedoch heute vorwiegend in mesotrophen, feuchtwiesen-artigen Seggen-Streuwiesen auf, die einer gewissen Auen-Dynamik ausgesetzt sind.)	1	Sumpf-Knabenkraut
<i>Pinguicula alpina</i> *	3	Alpen-Fettkraut
<i>Pinguicula vulgaris</i>	3	Gewöhnliches Fettkraut
<i>Potamogeton coloratus</i> (in einigen Hang-quellmooren am Alpenrand, z.B. Samerberg/RO).		gefärbtes Laichkraut
<i>Primula farinosa</i>	3	Mehl-Primel
<i>Ranunculus montanus</i>	-	Berg-Hahnenfuß
<i>Saxifraga aizoides</i> *	-	Fetthennen-Steinbrech
<i>Saxifraga mutata</i> *	2	Kies-Steinbrech
<i>Schoenus ferrugineus</i>	-	Rostrotes Kopfried
<i>Schoenus x intermedius</i>	-	Mittleres Kopfried
<i>Schoenus nigricans</i> *	3	Schwarzes Kopfried
<i>Selaginella selaginoides</i> *	3	Gezähnter Moosfarn
<i>Soldanella alpina</i> (in Quellbächen innerhalb von Quellmooren)		Alpenglöckchen
<i>Spiranthes aestivalis</i> *	2	Sommer-Drehwurz
<i>Taraxacum paludosum</i>	-	Sumpf-Löwenzahn
<i>Tofieldia calyculata</i>	-	Kelchsimsenlilie

len vor, die gelegentlich einer alluvialen Sedimentation ausgesetzt sind.

1.4.2.1.3 Artengruppen verschiedener Standort-Typen in basenarmen Streuwiesen-Lebensräumen

Kalkarme, nur mäßig mit Basen ausgestattete Streuwiesen-Lebensräume gibt es in Bayern vor allem in den ostbayerischen Grenzgebirgen (Bayerischer Wald, Böhmerwald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge), ansatzweise auch im Frankenwald und in den

Keuper-Sandsteingebieten. Im Voralpinen Hügel- und Moorland sind saure Streuwiesen vor allem auf ehemaligen, entwässerten Hochmoorstandorten anzutreffen, darüber hinaus an grund- und quellwasserbeeinflussten Standorten über kalkarmen Molassegesteinen und entkalkten Geschiebelehlen.

Arten basenarmer Pfeifengraswiesen

Die basenarmen, +/- sauren Pfeifengraswiesen sind zumeist deutlich artenärmer als basenreiche Pfeifengraswiesen. Dies gilt vor allem für Streuwiesen auf entwässerten Hochmoortorfen. Auf kalkarmen, mi-

Tabelle 1/10

Arten der Großseggen-Riedwiesen;

die mit einem Stern* markierten Arten kommen nur in oligo- bis mesotrophen Großseggen-Beständen vor, die mit zwei Sternen** markierte Art fehlt den Streuwiesen-Lebensräumen Südbayerns und hat ihren Schwerpunkt in Niedermooren der Fränkischen Alb.

	RL-BY	
<i>Calamagrostis canescens</i>	-	Sumpf-Reitgras
<i>Cladium mariscus</i>	3	Schneidried
<i>Carex appropinquata</i>	3	Schwarzkopf-Segge
<i>Carex caespitosa**</i>	3	Rasen-Segge
<i>Carex buxbaumii*</i>	2	Buxbaums Segge
<i>Carex elata</i>	-	Steife Segge
<i>Carex hartmanii*</i>	2	Hartmans Segge
<i>Carex lasiocarpa*</i>	3	Faden-Segge
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	3	Fleischfarbenes Knabenkraut
<i>subsp. incarnata</i>		
<i>Dactylorhiza incarnata</i>		
<i>subsp. ochroleuca*</i>	2	Strohgelbes Knabenkraut
<i>Eleocharis uniglumis</i>	-	Einspelzige Sumpfbirse
<i>Equisetum fluviatile</i>	-	Teich-Schachtelhalm
<i>Galium palustre agg.</i>	-	Artengruppe des Sumpf-Labkrauts
<i>Iris sibirica</i>	3	Blaue Schwertlilie
<i>Lathyrus palustris</i>	2	Sumpf-Platterbse
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	3	Strauß-Gilbweiderich
<i>Lythrum salicaria</i>	-	Blutweiderich
<i>Menyanthes trifoliata</i>	-	Fiebertee
<i>Orchis palustris</i>	1	Sumpf-Knabenkraut
<i>Pedicularis palustris</i>	3	Sumpf-Läusekraut
<i>Peucedanum palustre</i>	-	Sumpf-Haarstrang
<i>Phragmites australis</i>	-	Schilf
<i>Poa palustris</i>	-	Sumpf-Rispengras
<i>Succisa inflexa</i>	1	Östlicher Teufelsabbiß
<i>Senecio paludosus</i>	3	Sumpf-Greiskraut
<i>Thalictrum flavum</i>	-	Gelbe Wiesenraute

neralstoffreichen Niedermoorstandorten oder sogar auf Mineralböden sind die Unterschiede weniger kraß ausgeprägt (s. Tab.1/15, S. 53).

Arten kalkarmer bis kalkfreier, allenfalls mäßig basenreicher Klein- und Großseggenrieder.

In Tab.1/16, S. 53, werden die Arten zusammengefaßt, die für kalkarme Klein- und Großseggenrieder bezeichnend sind. Unter den Großseggen ist als einzige die Schnabel-Segge imstande, an nährstoff- und kalkarmen Standorten bestandesbildend aufzutreten.

Arten kalkarmer, oft schon stark saurer, an Streuwiesen angrenzender Übergangsmoorkomplexe

Die nachfolgende Artengruppe ist für Übergangsmoorkomplexe bezeichnend, die sich nur durch geringe Basengehalte auszeichnen (s. Tab.1/17, S. 54). Basenreiche Übergangsmoorkomplexe werden von dieser Artengruppe gemieden. In basenarmen Über-

gangsmoorkomplexen können ombrotrophente Torfmoos-Arten flächig auftreten. Mit Ausnahme der mit zwei Sternen** markierten Arten sind die Vertreter dieser Artengruppe auch für Hochmoorstandorte (z.B. in der Hohen Rhön, in den ostbayerischen Grenzgebirgen, im Alpenvorland und im Alpenraum) charakteristisch.

1.4.2.1.4 Arten verschiedener Arealtypen

Hinsichtlich der Zugehörigkeit ihrer Gefäßpflanzen-Arten zu verschiedenen Geoelementen präsentieren sich die Streuwiesen-Lebensräume in einem zumindest ähnlich differenzierten Bild wie die Kalkmagerrasen-Lebensräume. Während die Reichhaltigkeit der Kalkmagerrasen-Lebensräume (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.4.2.1.4) an verschiedenartigen Geoelementen jedoch allgemein bekannt ist, wird diese Eigenschaft

Tabelle 1/11

Arten basenreicher Übergangsmoorkomplexe, die häufig in unmittelbarem Kontakt zu basenreichen Großseggen-Streuwiesen oder Kalk-Kleinseggenriedern stehen. Die mit einem Stern* markierten Arten besiedeln auch nur mäßig basenreiche Übergangsmoorkomplexe der Oberpfalz. Die mit zwei Sternen** markierten Arten kommen in Bayern nur an wenigen Stellen vor.

	RL-BY	
<i>Betula humilis</i>	2	Strauch-Birke
<i>Calamagrostis stricta</i> **	1	Moor-Reitgras
<i>Carex chordorrhiza</i>	3	Strickwurzel-Segge
<i>Carex diandra</i>	3	Draht-Segge
<i>Carex dioica</i>	3	Zweihäusige Segge
<i>Carex heleonastes</i>	1	Torf-Segge
<i>Carex lasiocarpa</i> *	3	Faden-Segge
<i>Carex limosa</i>	3	Schlamm-Segge
<i>Carex magellanica</i> **	1	Riesel-Segge
<i>Eriophorum gracile</i>	1	Zierliches Wollgras
<i>Hammarbya paludosa</i>	2	Weichstendel
<i>Lysimachia thysiflora</i> *	3	Strauß-Gilbweiderich
<i>Rhynchospora fusca</i>	3	Braunes Schnabelried
<i>Salix myrtilloides</i>	1	Heidelbeer-Weide
<i>Trichophorum alpinum</i>	3	Alpen-Haarbinse
<i>Utricularia intermedia</i>	2	Mittlerer Wasserschlauch

der Streuwiesen-Lebensräume überraschenderweise kaum zur Kenntnis genommen.

Ein deutliches Schwergewicht in den Streuwiesen-Lebensräumen nehmen das boreo-kontinentale und das boreo-ozeanische Element ein. Darüber hinaus sind stark das subozeanische (inkl. das subozeanisch-submediterrane) Geoelement, osteuropäische und westsibirische Florenelemente (pontisch-pannonisches, sarmatisches, südsibirisches Geoelement) vertreten. Eine allgemein etwas geringere Rolle spielt das submediterrane Geoelement, in einigen Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen-Lebensräume bestimmt es jedoch das Bild. Das alpine und arktisch-alpine sowie das praealpine und praealpin-boreale Geoelement treten vor allem in Streuwiesen-Lebensräumen des Voralpinen Hügel- und Moorlandes mit hinzu.

Die nachfolgenden Zuordnungen beruhen auf Auswertungen der pflanzengeographischen Standardwerke von MEUSEL et. al. (1965/1978/1992).

A) Arten des boreo-kontinentalen Geoelements

Diese Artengruppe kommt vor allem in Übergangsmoorartigen Streuwiesen-Lebensräumen zur Geltung, wie sie vor allem in kühl-montanen Lagen mit Neigung zur Kaltluftseebildung anzutreffen sind. Im Alpenvorland ist dies zum Beispiel in Toteiskesselmooren ab 550 Meter ü. NN, in hochgelegenen Wasserscheidmooren der Grundmoränenlandschaften und in alpennahen Seebeckenmooren der Fall. Die nachfolgend mit einem Stern* markierten Arten greifen in die subarktische Klimazone über.

- *Andromeda polifolia*, *Betula nana**, *Calamagrostis canescens*, *Calamagrostis stricta**, *Calla palustris*, *Carex appropinquata*, *Carex buxbaumii*, *Carex chordorrhiza*, *Carex diandra*, *Carex dioica**, *Carex heleonastes*, *Carex fusca*, *Carex lasiocarpa*, *Carex limosa*, *Carex rostrata*, *Comarum palustre*, *Dactylorhiza incarnata*, *Drosera anglica*, *Drosera intermedia*, *Drosera rotundifolia*, *Dryopteris cristata*, *Equisetum palustre*, *Equisetum fluviatile*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum gracile*, *Eriophorum latifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Galium boreale*, *Hammarbya paludosa*, *Lysimachia thysiflora*, *Menyanthes trifoliata*, *Oxycoccus palustris*, *Parnassia palustris*, *Pedicularis palustris*, *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Peucedanum palustre*, *Stellaria crassifolia*, *Trichophorum cespitosum*, *Trollius europaeus*, *Utricularia intermedia*, *Salix myrtilloides*, *Salix starkeana*, *Saxifraga hirculus**, *Scheuchzeria palustris*, *Triglochin palustre*, *Trifolium spadiceum*, *Trientalis europaeus*.

Zu den boreo-kontinentalen Arten gehören die als "Glazialrelikte" gewerteten Arten der Streuwiesen-Lebensräume. Als Glazialrelikte im Alpenvorland oder in den ostbayerischen Grenzgebirgen gelten Arten, deren hiesige Vorkommen durch eine breite Areallücke von den Vorkommen des nordosteuropäischen Hauptareals getrennt sind (vgl. STRAKA 1970). Eindeutig Glazialrelikte nach diesem Verständnis sind:

- *Betula nana*, *Calamagrostis stricta*, *Carex heleonastes*, *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Salix*

Tabelle 1/12

Arten oligo- bis mesotropher Auen- und Seeriede.

Die mit einem Stern* markierten Arten kommen sogar praktisch nur in Streuwiesen mit diesem Standortfaktor vor.

	RL-BY	
<i>Carex buxbaumii</i>	2	Buxbaums Segge
<i>Eleocharis uniglumis</i>	-	Einspelzige Sumpfbirse
<i>Gratiola officinalis</i> *	1	Gottesnadenkraut
<i>Iris sibirica</i>	3	Blaue Schwertlilie
<i>Lathyrus palustris</i> *	2	Sumpf-Platterbse
<i>Orchis coriophora</i>	1	Wanzen-Knabenkraut
<i>Orchis palustris</i>	1	Sumpf-Knabenkraut
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i> *	2	Karlszepter
<i>Pedicularis palustris</i>	3	Sumpf-Läusekraut
<i>Senecio paludosus</i> *	3	Sumpf-Greiskraut
<i>Succisa inflexa</i>	1	Östlicher Teufelsabbiß

Tabelle 1/13

Arten nährstoffarmer, durchsickerter und/oder überrieselter, offengehaltener Pionierstandorte auf basenreichem Substrat (oft reinen Quellkalken).

	RL-BY	
<i>Apium repens</i>	2	Kriechender Sellerie
<i>Blysmus compressus</i>	3	Zusammengedrückte Quellbinse
<i>Carex serotina</i>	3	Späte Gelbsegge
<i>Centaureum pulchellum</i>	3	Kleines Tausendgüldenkraut
<i>Centunculus minimus</i>	2	Acker-Kleinling
<i>Cyperus flavescens</i>	2	Gelbes Zypergras
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	2	Wassernabel
<i>Sagina nodosa</i>	2	Knotiges Mastkraut
<i>Triglochin palustre</i>	3	Sumpf-Dreizack

myrtilloides, *Salix starkeana*, *Saxifraga hirculus*, *Stellaria crassifolia*, *Stellaria longifolia* sowie die in Bayern bereits ausgestorbenen Arten *Juncus stygius*, *Minuartia stricta*, *Carex microglochis* und *Carex capitata*.

B) Arten des boreo-subozeanischen Elements

Die nachfolgende Artengruppe hat ihren Schwerpunkt in Bayern wie die vorige überwiegend in SCHEUCHZERIO-CARICETEA FUSCAE-Gesellschaften, besitzen ihr Hauptareal jedoch im nordwestlichen Eurasien und meiden extrem kontinentale Regionen Sibiriens.

- *Carex lepidocarpa*, *Carex pulicaris*, *Hieracium umbellatum*, *Lycopodiella inundata*, *Pedicularis sylvatica*, *Rhynchospora alba*, *Rhynchospora fusca*, *Sagina nodosa*, *Salix aurita*, *Saxifraga aizoides*, *Sedum villosum*, *Viola palustris*.

C) Arten des subozeanischen Geoelements

Die Pflanzenarten des subozeanischen Geoelements haben eine südwest-, west- und mitteleuropäische Verbreitung und klingen ostwärts spätestens in Osteuropa aus. Ihr Schwergewicht in den Streuwiesen-Lebensräumen weisen sie in Kleinseggenriedern und an Pionierstellen auf, kommen aber auch in Pfeifengraswiesen vor.

- *Apium repens*, *Cyperus flavescens*, *Eleocharis quinqueflora*, *Gentiana pneumonanthe*, *Hieracium lactucella*, *Hydrocotyle vulgaris* (suboz.-submed.), *Juncus acutiflorus*, *Liparis loeselii*, *Lotus uliginosus*, *Ophioglossum vulgatum*, *Senecio helenites*.

D) Arten des submediterranen Geoelements

Die Pflanzenarten des submediterranen Geoelements kommen am stärksten in Kalkflachmooren und kalkreichen Auenmooren der Tieflagen zur Geltung. Unter den bestandsbildenden Arten der Streu-

Tabelle 1/14

Arten meso- bis eutropher Pionierstandorte an Wegen, auf Fahrspuren oder auf Wendeplätzen in Streuwiesen-Lebensräumen. Die mit einem Stern* markierten Arten kommen nur an Stellen vor, die gelegentlich überschwemmt werden.

	RL-BY	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	-	Gewöhnlicher Froschlöffel
<i>Bidens cernua</i> *	-	Nickender Zweizahn
<i>Cyperus fuscus</i>	-	Braunes Zypergras
<i>Carex distans</i>	3	Entferntährige Segge
<i>Isolepis setacea</i>	-	Borsten-Moorbinse
<i>Juncus articulatus</i>	-	Glanzfrüchtige Binse
<i>Juncus bufonius</i>	-	Kröten-Binse
<i>Juncus compressus</i>	-	Platthalm-Binse
<i>Juncus tenuis</i>	-	Zarte Binse
<i>Leersia oryzoides</i> *	3	Wilder Reis
<i>Ranunculus flammula</i>	-	Flammender Hahnenfuß
<i>Trifolium fragiferum</i>	3	Erdbeer-Klee

wiesen-Lebensräume sind die Schneide und das Schwarze Kopfried diesem Geoelement zuzuordnen.

- *Carex distans*, *Cirsium tuberosum*, *Cladium mariscus*, *Eleocharis uniglumis*, *Epipactis palustris*, *Juncus subnodulosus*, *Orchis coriophora*, *Orchis morio*, *Orchis palustris*, *Orchis ustulata*, *Schoenus nigricans*, *Spiranthes aestivalis*.

E) Arten mit südosteuropäischem, osteuropäischem und/oder südsibirischem Verbreitungsschwerpunkt

Die nachfolgenden Arten haben ihr Hauptareal in den gemäßigten Breiten Osteuropas und reichen teilweise bis nach Westsibirien hinein. Einige stoßen nach Norden in die borealen Breiten, andere nach Süden bis in die Mediterraneis vor, was in einem angefügten Klammertext angegeben wird.

In den Streuwiesen-Lebensräumen Bayerns hat die osteuropäisch-kontinentale Artengruppe ihr Schwergewicht in den Streuwiesen-Lebensräumen der Stromtalebenen entlang des Mains, der Donau und der Unteren Isar. Im Alpenvorland ist diese Artengruppe nicht mehr vollständig anzutreffen und zeigt dort eine deutliche Bindung an die Streuwiesen-Lebensräume der großen, relativ tiefgelegenen und sommerwarmen Seebecken-Landschaften wie Bodenseebecken, Ammerseebecken, Chiemseebecken und Rosenheimer Becken. In den Stammtrichtern (vgl. PAUL & RUOFF 1932: 4) des Murnauer Mooses und der Loisach-Kochelseemoore ist ihre Präsenz noch stärker reduziert. Mit einem Stern sind die Arten gekennzeichnet, die auf die Stromtalebenen beschränkt sind und das Alpenvorland nicht mehr erreichen.

- *Allium angulosum*, *Carex tomentosa*, *Carex hartmanii*, *Centaureum pulchellum*, *Cnidium dubium**, *Dianthus superbus*, *Euphorbia palustris**, *Gladiolus palustris* (gemäßigt-kont.-submed.), *Gratiola officinalis*, *Inula britannica**, *Inula salicina*, *Iris sibirica*, *Laserpitium pru-*

tenicum, *Lathyrus palustris*, *Salix rosmarinifolia*, *Scorzonera humilis* (gemäßigt-kont.-submed.), *Senecio paludosus*, *Serratula tinctoria* (gemäßigt-kont.-submed.), *Succisa inflexa*, *Thalictrum simplex subsp. galiodes*, *Thalictrum flavum* (gemäßigt-kont.-boreal), *Viola elatior*, *Viola persicifolia*, *Viola pumila*.

F) Arten mit praealpiner Verbreitung

In den Streuwiesen-Lebensräumen des Voralpinen Hügel- und Moorlands und der Alpentäler ist eine Artengruppe zuhause, die in Süddeutschland in ihrer Verbreitung auf dieses Gebiet beschränkt ist. Einige der praealpiner Arten sind auf den östlichen Alpenraum beschränkt, wobei die alpine Stufe von der Besiedlung ausgeklammert bleibt (praealpine Arten i.e.S.). Eine weitere Gruppe verfügt neben dem praealpiner Areal in Mitteleuropa über weitere Teilareale in Nordeuropa (zumeist Skandinavien und Nordwest-Rußland). Eine dritte Arten-Gruppe verfügt über zusätzliche Teilareale in Osteuropa. Die praealpiner Arten kommen im Alpenvorland hauptsächlich in kalkreichen Pfeifengraswiesen ("Schwalbenwurzian-Pfeifengraswiese") und Quellmooren vor.

- Praealpine Arten i.e.S.: *Calycocorsus stipitatus*, *Gentiana asclepiadea*, *Gentiana utriculosa*, *Phyteuma orbiculare*, *Saxifraga mutata*.
- Praealpine Arten mit Teilarealen in Nordeuropa (nordisch-praealpin): *Carex davalliana*, *Carex magellanica*, *Crepis mollis*, *Dactylorhiza lapponica*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Juncus alpino-articulatus*, *Pinguicula vulgaris*, *Salix nigricans*, *Schoenus ferrugineus*, *Swertia perennis* (nord.-praealp.-altaisch), *Tofieldia calyculata*, *Trollius europaeus*.
- Praealpine Arten mit Teilarealen in Osteuropa: *Allium suaveolens*, *Cirsium rivulare*, *Herminium monorchis*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Veratrum album*.

Tabelle 1/15

Arten kalkarmer, +/-saurer Pfeifengraswiesen. Die mit einem Stern* markierten Arten treten nur in zu Seggenriedern überleitenden Feuchtausbildungen, die mit zwei Sternen** markierten Arten vorwiegend in Feucht-Streuwiesen auf Hochmoortorfen auf.

RL-BY		
<i>Arnica montana</i>	3	Arnika, Bergwohlverleih
<i>Agrostis tenuis</i>	-	Rot-Straußgras
<i>Calluna vulgaris</i>	-	Heidekraut
<i>Carex echinata</i> (= <i>C. stellulata</i>)	-	Stern-Segge
<i>Carex fusca</i> (= <i>C. nigra</i>)*	-	Braune Segge
<i>Carex pallescens</i>	-	Bleiche Segge
<i>Danthonia decumbens</i>	-	Dreizahn
<i>Drosera rotundifolia</i> **	-	Rundblättriger Sonnentau
<i>Eriophorum angustifolium</i> *	-	Schmalblättriges Wollgras
<i>Galium pumilum</i>	-	Niedriges Labkraut
<i>Hieracium lactucella</i>	-	Öhrchen-Habichtskraut
<i>Hieracium umbellatum</i>	-	Doldiges Habichtskraut
<i>Hypericum maculatum</i>	-	Geflecktes Johanniskraut
<i>Luzula campestris</i>	-	Hain-Simse
<i>Nardus stricta</i>	-	Borstgras
<i>Polygala vulgaris</i>	-	Gewöhnliche Kreuzblume
<i>Pedicularis sylvatica</i>	3	Wald-Läusekraut
<i>Rhynchospora alba</i> **	3	Weißes Schnabelried
<i>Viola canina</i>	-	Hunds-Veilchen
<i>Viola palustris</i> *	-	Sumpf-Veilchen
<i>Oxycoccus palustris</i> **	-	Moosbeere

Tabelle 1/16

Arten kalkarmer, schwach saurer bis saurer Kleinseggenrieder und Quellmoore mit mäßiger oder schlechter Basenversorgung. Die mit einem Stern* markierte Art ist auf offene, beständig durchsickerte Pionierstandorte beschränkt.

RL-BY		
<i>Agrostis canina</i>	-	Hunds-Straußgras
<i>Carex curta</i> (= <i>C. canescens</i>)	-	Grau-Segge
<i>Carex echinata</i> (= <i>C. stellulata</i>)	-	Stern-Segge
<i>Carex fusca</i> (= <i>C. nigra</i>)	-	Braune Segge
<i>Carex rostrata</i>	-	Schnabel-Segge
<i>Eriophorum angustifolium</i>	-	Schmalblättriges Wollgras
<i>Juncus acutiflorus</i>	-	Spitzblütige Binse
<i>Juncus bulbosus</i>	-	Knollen-Binse
<i>Juncus filiformis</i>	-	Faden-Binse
<i>Lotus uliginosus</i>	-	Sumpf-Hornklee
<i>Potentilla palustris</i>	-	Sumpf-Blutauge
<i>Sedum villosum</i> *	1	Behaarte Fetthenne
<i>Trichophorum caespitosum</i>	-	Haarbinse
<i>Trifolium spadiceum</i>	2	Moor-Klee
<i>Viola palustris</i>	-	Sumpf-Veilchen

Tabelle 1/17

Arten basenarmer Übergangsmoorkomplexe. Die mit einem Stern* markierten Arten meiden strikt basenreiche Übergangsmoore. Mit Ausnahme der mit zwei Sternen** markierten Arten können diese Arten auch Hochmoore besiedeln. Die mit (**) markierten Arten sind in Bayern nur in niederschlagsreichen Lagen (>1400 mm/Jahresmittel) ombrotroph.

	RL-BY	
<i>Andromeda polifolia</i> *	3	Rosmarinheide
<i>Betula nana</i> *	2	Zwerg-Birke
<i>Carex pauciflora</i> *	3	Armbütige Segge
<i>Carex limosa</i> (**)	3	Schlamm-Segge
<i>Drosera intermedia</i> **	3	Mittlerer Sonnentau
<i>Eriophorum vaginatum</i> *	-	Scheidiges Wollgras
<i>Erica tetralix</i> *	-	Glockenheide
<i>Lycopodiella inundata</i> **	3	Schlamm-Bärlapp
<i>Scheuchzeria palustris</i> (**)	3	Blumenbinse

G) Dealpine Arten

Die dealpinen Arten sind Bestandteil der alpinen Grasheiden der Ostalpen. Einige sind auf die mittel- (Alpen) und ostmitteleuropäischen (Karpaten) Gebirge beschränkt, andere verfügen zusätzlich über arktisch-subarktische Vorkommen. Mit Ausnahme der Mehlsprimel sind sie in Bayern auf Streuwiesen-Lebensräume südlich der Donau beschränkt und besiedeln dort kalkreiche Quellmoore und kalkreiche Kleinseggenrieder. Einige kommen auch in kalkreichen Halbtrockenrasen des Alpenvorlandes vor. Die Haar-Segge verläßt den Alpenraum nicht.

- Alpine Arten: *Aster bellidiastrum*, *Carex sempervirens*, *Gentiana clusii*, *Ranunculus montanus*.
- Arktisch-alpine Arten: *Bartsia alpina*, *Carex capillaris*, *Pinguicula alpina*, *Primula farinosa*, *Selaginella selaginoides*.

H) Endemiten

In den Streuwiesen-Lebensräumen Bayerns i.w.S. kommen mindestens 3 Sippen vor, die zu den bayerischen Endemiten gehören (vgl. STURM 1991: 5ff.). Der heute nur noch im Benninger Ried bei Memmingen vorkommenden Purpur-Grasnelke (*Armeria maritima* subsp. *purpurea*) das Bayerische Löffelkraut (*Cochlearia bavarica*), in einigen kalkoligotrophen Bach-Quellmooren des westlichen Alpenvorlandes und die Münchner Aurikel (*Primula auricula monacensis*) an einer Stelle im Echinger Moos.

1.4.2.1.5 Naturschutz- und pflegerelevante Eigenschaften von ausgewählten Arten der Streuwiesen-Lebensräume

In diesem Kapitel werden eine Reihe zumindest regional stark bedrohter, nach der RL Bayern

(SCHÖNFELDER 1986) oft landesweit stark gefährdeter oder gar vom Aussterben bedrohter Arten der Streuwiesen-Lebensräume sowie einige diesen Lebensraumtyp besonders prägende Arten auf ihre naturschutz- und pflegerelevanten Eigenschaften hin vorgestellt. In der folgenden Auswahl sind zudem solche Arten der Streuwiesen-Lebensräume besonders berücksichtigt worden, die sich mit "pauschaler Streuwiesenmahd" auf Dauer wohl nicht erhalten lassen. Auf die betreffenden Arten abgestimmte Pflege-Variationen oder bestimmte Zusatzmaßnahmen müssen in diesen Fällen hinzutreten. Einige der ausgewählten Arten sind für ganze Artengruppen repräsentativ, die sich durch ganz spezielle Bedürfnisse auszeichnen, die bei der Pflegeplanung zu berücksichtigen sind.

Nur noch an einer oder an höchstens einer Handvoll von Wuchsorten in Bayern vorkommende Arten wie *Armeria maritima* subsp. *purpurea* (vgl. STURM 1991: 7ff.), *Calamagrostis stricta* (vgl. QUINGER 1987, OTTO 1991: 39f.), *Cnidium dubium*, *Salix starkeana*, *Saxifraga hirculus* und *Stellaria crassifolia* werden auf ihre pflegerelevanten Eigenschaften in diesem Band nicht detailliert behandelt, da für diese Arten spezielle, auf die lokalen Wuchsort-Verhältnisse hin abgestimmte Hilfsprogramme erarbeitet und Hilfsmaßnahmen durchgeführt werden müssen (z.B. Endemiten-Programm und Wuchsortkartierung vom Aussterben bedrohter Arten beim LfU). Dasselbe gilt für *Gratiola officinalis*, die sich heute in Bayern fast nur noch in einigen Gräben (vgl. LKP-Band II.10 "Gräben") nachweisen läßt und deren Streuwiesen- und Moorwiesen-Populationen praktisch vollständig verschwunden sind.

Weiträumige Schutzkonzepte sind darüber hinaus für einige Moorpflanzen notwendig, die zwar nicht oder nur ausnahmsweise pflegeabhängig sind, wegen ihrer hohen Ansprüche an einen intakten Wasserhaushalt, an niedrige Nährstoff-Niveaus und/oder ihrer primären Seltenheit (z.B. Glazialrelikte) heute jedoch akut vom Aussterben bedroht oder zumin-

dest stark bedroht sind wie *Betula nana**, *Carex heleonastes**, *Carex magellanica**, *Eriophorum gracile** (vgl. OTTO 1991: 40f.), *Cochlearia bavarica* und *Salix myrtilloides** (vgl. OTTO 1991: 41).

Überblick über die im folgenden behandelten Arten (alphabetisch geordnet):

<i>Apium repens</i> (Kriechender Sellerie)	(S. 55)
<i>Carex buxbaumii</i> (Buxbaums Segge)	(S. 55)
<i>Carex hartmanii</i> (Hartmans Segge)	(S. 56)
<i>Cirsium tuberosum</i> (Knollen-Kratzdistel)	(S. 56)
<i>Cyperus flavescens</i> (Gelbes Zypergras)	(S. 57)
<i>Dactylorhiza incarnata subsp. ochroleuca</i> (Strohgelbes Knabenkraut)	(S. 57)
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> (Traunsteiners Knabenkraut)	(S. 57)
<i>Dryopteris cristata</i> (Kammfarn)	(S. 58)
<i>Gentiana asclepiadea</i> (Schwalbenwurz-Enzian)	(S. 58)
<i>Gentiana clusii</i> (Stengelloser Enzian, Clusius' Enzian)	(S. 59)
<i>Gentiana pneumonanthe</i> (Lungen-Enzian)	(S. 59)
<i>Gentiana utriculosa</i> (Schlauch-Enzian)	(S. 60)
<i>Gladiolus palustris</i> (Sumpf-Gladiole)	(S. 60)
<i>Iris sibirica</i> (Blaue Schwertlilie)	(S. 61)
<i>Lathyrus palustris</i> (Sumpf-Platterbse)	(S. 62)
<i>Liparis loeselii</i> (Glanzstendel)	(S. 63)
<i>Orchis palustris</i> (Sumpf-Knabenkraut)	(S. 63)
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i> (Karlszepter)	(S. 64)
<i>Primula farinosa</i> (Mehl-Primel)	(S. 66)
<i>Sagina nodosa</i> (Knotiges Mastkraut)	(S. 66)
<i>Sedum villosum</i> (Sumpf-Fetthenne)	(S. 67)
<i>Spiranthes aestivalis</i> (Sommer-Drehwurz, Sommer-Schraubenstendel)	(S. 67)
<i>Succisa inflexa</i> (Östlicher Teufelsabbiß)	(S. 68)
<i>Viola elatior</i> und <i>Viola pumila</i> (Hohes Veilchen und Niedriges Veilchen)	(S. 69)

Apium repens - Kriechender Sellerie

Vom ursprünglich in Bayern sehr zerstreut südlich der Donau vorkommenden und nördlich der Donau schon immer sehr seltenen Kriechenden Sellerie (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 1166) sind gegenwärtig nur noch einzelne Wuchsorte im Donaunraum, im Landkreis Erding (ABSP-Band), mehrere Vorkommen im Rosenheimer Becken und im Weilheimer Raum bekannt.

Die Art besiedelt bevorzugt mäßig nährstoffreiche, zeitweise überschwemmte oder überrieselte Standorte auf mineralischem, seltener auch anmoorigem Substrat. Das vielleicht letzte Massenvorkommen Bayerns befindet sich in einem Bach-Quellmoorgebiet im Lkr. Weilheim-Schongau. Besonders günstige Wuchsortbedingungen findet der Kriechende Sellerie in diesem Gebiet auf ehemaligen Fahrspuren auf kiesigem Substrat vor, ebenso auf ehemals

beweideten und dadurch geöffneten Bodenstellen. *Apium repens* bildet an kiesigen, zumeist überrieselten Stellen nahezu reine, quadratmetergroße Rasen, besiedelt in diesem Bach-Quellmoor aber auch durchsickerte *Drepanocladus revolvens* s.l./*Campyloium stellatum*-Rasen, wie sie für quellige Kalkflachmoore charakteristisch sind. Auf eutrophierten, überrieselten Stellen hält sich der Kriechende Sellerie nur solange, als er nicht von konkurrenzkräftigeren Flutrasen-Arten wie *Agrostis stolonifera* verdrängt wird.

Langfristig profitiert *Apium repens* davon, wenn durch Befahrung und/oder Beweidung in unregelmäßigem Turnus Offenstandorte neugeschaffen werden, in die der Kriechende Sellerie mit seinen Ausläufern rasch einwandern kann. Dies gilt allerdings nur, sofern diese Offenstellen an allenfalls schwach aufeutrophierten, kalkreichen, überrieselten Standorten gebildet werden.

Carex buxbaumii - Buxbaums Segge

Die Buxbaums Segge kommt heute in Bayern nur noch im westlichen Ammer-Loisach-Hügelland in mehreren, individuenstarken Beständen vor, zum Beispiel im Murnauer Moos, in den Staffelseemooren, an mehreren Stellen im Ammerseebecken, in den Verlandungszonen des Maisinger Sees, im Leutstettener Moor sowie in mehreren Toteiskesselmooren des nördlichen Lkr. Starnberg (zum Beispiel im Görblmoos bei Gilching und im Michlmoos bei Söcking). Außerhalb dieses Gebietes ist die Buxbaums Segge in Bayern sehr selten geworden (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2429). Rezente Vorkommen dieser Seggen-Art besitzen Seeuferrieder des Bodensees bei Wasserburg (LI), des Bannwaldsees (OAL) und des Barmsees (GAP). In Südostbayern scheint *Carex buxbaumii* nur im Bergener Moos (TS) vorzukommen. In Nordbayern ist die Buxbaums Segge gegenwärtig nur noch an einer Stelle bei Schweinfurt bekannt, im mittleren Bayern wird sie lediglich für das ND Zenzschütt im Lkr. Neuburg (ABSP-Band), für das Donauried bei Mertingen und für das Wemdinger Ried im Ries (vgl. FISCHER 1982: 521) angegeben. Im Isarmündungsgebiet finden sich nur mehr stark gefährdete Restpopulationen.

Als Wuchsort bevorzugt die Buxbaums Segge deutlich Streuwiesen-Areale und Großseggenrieder, die im Überschwemmungsbereich von Seen und Flußläufen liegen, so daß ihr Wurzelraum mit Mineralstoffen durchschlämmt wird. Gelegentlich trifft man die Buxbaums Segge auch auf mineralischen Naßstandorten an (z.B. im Hagner Moos zwischen Hechendorf und Großweil im Lkr. GAP), sie ist somit keineswegs auf Niedermoorstandorte beschränkt. Zur optimalen Entfaltung kommt die Buxbaums Segge allerdings nur an Standorten mit nur wenig unter Flur absinkenden Grundwasserständen und einer allenfalls mäßig guten Nährstoffver-

* Arten die von primären, nutzungsabhängigen Übergangs- und Niedermooren auch auf Streuwiesenlebensräume i. w.S. übergreifen.

sorgung. Innerhalb von Steifseggen-Riedern und von Steifseggen-Streuwiesen findet sich die Buxbaums Segge eindeutig auf dem oligotrophen Flügel des Vorkommensbereichs dieser Großseggen-Art. Dort läßt sich neben *Carex buxbaumii* fast immer auch schon die bereits eindeutig oligotrophente, im Vergleich zur Buxbaums Segge jedoch sehr viel häufigere Faden-Segge (*Carex lasiocarpa*) nachweisen, die sich durch einen ungleich geringeren Mineralstoffbedarf auszeichnet als die Buxbaums Segge.

Carex buxbaumii vermag sich in brachgelegten nährstoffarmen Großseggen-Beständen offenbar mindestens 3-5 Jahrzehnte zu halten (Eigenbeobachtung im Murnauer Moos) und kommt auch in primär waldfreien MAGNOCARICION-Beständen vor (z.B. im Hohenboigenmoos im Nordwesten des Murnauer Mooses). Zur Mahdverträglichkeit der Buxbaums Segge liegen bisher keine Untersuchungen vor; sie läßt sich jedoch auch in etwa seit 10 Jahren regelmäßig gemähten Streuwiesen beobachten. Besonders vitale Bestände der Buxbaums Segge scheinen sich allerdings eher in Streuwiesen auszubilden, die von der Mahd nicht jedes Jahr miterfaßt werden.

Entscheidend für das Gedeihen der Art ist sicher weniger eine regelmäßig stattfindende Pflege als vielmehr eine ungestörte Erhaltung des hydrologischen Milieus: Auf nasse bis sehr nasse Standorte mit hohen mittleren Grundwasserständen, die zugleich im unregelmäßigen Turnus von mit Mineralstoffen befrachtetem, kalk-oligotrophem See- oder Flußwasser überschwemmt werden, ist die Buxbaums Segge auf Dauer offenbar essentiell angewiesen.

***Carex hartmanii* - Hartmans Segge**

Sowohl hinsichtlich ihrer Verbreitung in Bayern (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2430) als auch in ihren standörtlichen Ansprüchen bietet die Hartmans Segge ein weniger klares Bild als ihre Geschwister-Art *Carex buxbaumii*, mit der sie bis weit ins 20. Jahrhundert hinein als eine Art gewertet wurde und erst von CAJANDER (1935) als eigenständiges Taxon klar abgetrennt wurde.

Im restlichen Bayern kommt die Hartmans Segge zwar etwas häufiger vor als die Buxbaums Segge, ist aber umgekehrt zu *Carex buxbaumii* auch im gesamten Voralpinen Hügel- und Moorland und in den Talräumen der Alpen äußerst selten. Sie besitzt dort gegenwärtig nur Vorkommen im Raum Breitbrunn/Ammersee (Lkr. STA), Fürstenfeldbruck (Zellhofer Moos), Garmisch-Partenkirchen, im Rosenheimer Becken sowie im Breitenmoos bei Inzell (Lkr. TS), das als das bedeutendste Vorkommen Bayerns gelten kann.

Nördlich des Voralpinen Hügel- und Moorlands ist die Hartmans Segge äußerst zerstreut an einigen Stellen in Streuwiesen-Lebensräumen des Donauraumes zwischen Donauwörth und der Isarmündung, im Ries, an wenigen Stellen in der Oberpfalz sowie am Mittleren Main bekannt. Da die Hartmans

Segge durchweg nur noch über isolierte, störanfällige Restvorkommen verfügt und keine Großvorkommen mehr aufzuweisen hat, die denen der Buxbaums Segge gleichkämen, muß sie als die am stärksten gefährdete Niedermoor-Seggenart Bayerns gelten.

In ihren Standortansprüchen läßt sich die Hartmans Segge weniger klar charakterisieren als die Buxbaums Segge. Sie kommt in kalkreichen Seggenriedern vor, die vom MAGNOCARICION zum CARICION DAVALLIANAE überleiten. Sie ist jedoch auch in eher kalkarmen Kleinseggenriedern zu beobachten (vgl. SEBALD 1966: 213ff.), die bereits zu den Braunseggen-Sümpfen (CARICION FUSCAE) tendieren, in denen die Buxbaums Segge niemals zu beobachten ist. Zumeist steht die Hartmans Segge weniger naß als die Buxbaums Segge; sie besiedelt gewissermaßen das Überlappungsfeld zwischen MAGNOCARICION, Kleinseggenriedern (CARICION DAVALLIANAE und C. FUSCAE) und MOLINION. Gelegentlich überschwemmte Standorte scheint die Hartmans Segge gerne anzunehmen, allerdings ist *Carex hartmanii* nicht in einer vergleichbar engen Weise wie die Buxbaums Segge an Auenmoore und Auenstreuwiesen der Seen und der Flußläufe gebunden. Vorkommen der Hartmans Segge in Mooren, die niemals einer Auendynamik ausgesetzt waren, sind keineswegs ungewöhnlich. Dort bevorzugt die Hartmans Segge deutlich Standorte, die von nur flach unter der Bodenoberfläche streichenden Grundwasserströmen stark beeinflußt werden (zum Beispiel im Wuchsort bei Breitbrunn/Lkr. STA und im Breitenmoos bei Inzell/Lkr. TS).

Gegen langzeitige Brache ist die Hartmans Segge anscheinend empfindlicher als die Buxbaums Segge. Primär waldfreie MAGNOCARICION-Standorte, die keiner oder nur einer sehr geringen Sukzessionsentwicklung unterliegen, werden von der Hartmans Segge im Gegensatz zur Buxbaums Segge kaum besiedelt. Regelmäßig einschürige Herbstmahd scheint zur Erhaltung der Hartmans Segge eher angebracht zu sein als zur Förderung der Buxbaums Segge. Zur langfristigen Erhaltung der Hartmans Segge ist es darüber hinaus unabdingbar, das Durchströmungsgefüge eines Streuwiesen-Lebensraumes in Quantität und Qualität (Fernhaltung von Nährstofffrachten!) unversehrt zu erhalten.

***Cirsium tuberosum* - Knollen-Kratzdistel**

Die Knollige Kratzdistel ist die auffälligste Kennart der kalkreichen, wechselfeuchten Pfeifengraswiesen und tritt dort zugleich in einer hohen Stetigkeit auf. Zumeist werden Mineralbodenstandorte wie Hang-Gleye, Auen-Gleye, gelegentlich sogar Auen-Rendzinen besiedelt; auf Anmoor-Gleye stößt *Cirsium tuberosum* nur selten vor, Niedermoorstandorte werden im allgemeinen gemieden.

Die Knollen-Kratzdistel kann als Zeigerpflanze für floristisch besonders hochwertige Pfeifengraswiesen herangezogen werden. Akut vom Aussterben bedrohte oder hoch gefährdete Streuwiesen-Pflanzen wie *Thalictrum simplex subsp. galioides*, *Viola pumila*, *Viola elatior*, *Gladiolus palustris*, *Orchis coriophora* oder *Cnidium dubium* haben in Streuwiesen-Lebensräumen ihren Schwerpunkt eindeutig

in diesem Streuwiesen-Typ oder sind sogar auf diesen mehr oder weniger scharf beschränkt. Der im Voralpinen Hügel- und Moorland extrem seltene und nur im Ammerseebecken und am Kochelsee vorkommende Kanten-Lauch (*Allium angulosum*) ist in diesem Naturraum auf Pfeifengraswiesen mit *Cirsium tuberosum*-Vorkommen gebunden.

Die Knollen-Kratzdistel selbst kommt mit einem einschürigen, herbstlichen Mahdregime gut zurecht, das nach Mitte September erfolgt. Zu diesem Zeitpunkt ist die Aussamung weitgehend abgeschlossen. Durch Schaffung von Pionier-Standorten läßt sich *Cirsium tuberosum* leicht fördern. Überall dort, wo beispielsweise aufkommender Kiefern- oder Fichtenaufwuchs entfernt wurde, siedelt sich die Knollen-Kratzdistel auf den zunächst vegetationsfreien Böden rasch an und kann dort im Verlaufe von zwei bis drei Jahren bestandesbildend auftreten. *Cirsium tuberosum* kommt auch auf frischen, nicht mehr vom Grundwasser-beeinflußten Karbonatböden vor und kann dort als Trennart ausgesprochen frischer Kalkmagerrasen gegenüber Halbtrocken- oder Trockenrasen gelten (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.4.2.1.5).

***Cyperus flavescens* - Gelbes Zypergras**

Das nur sehr spärlich im Ammer-Loisach-Hügelland und im Inn-Chiemseevorland auftretende und somit in Bayern äußerst seltene Gelbe Zypergras kommt in Pioniergesellschaften in Streuwiesen-Lebensräumen an offenen Bodenstellen vor, zum Beispiel entlang ehemaliger Wirtschaftswege in Niedermooren, auf Fahrspuren sowie auf sich allmählich schließenden Trampelpfaden. Das Gelbe Zypergras bevorzugt durchnäßte, nur in Trockenperioden oberflächlich austrocknende Torfstandorte. Im Murnauer Moos findet *Cyperus flavescens* besonders günstige Wuchsortbedingungen zum Beispiel an gesackten oder etwas ausgeschürften Moorstandorten, die sich auf dem Niveau der mittleren Grundwasserstände bewegen (vgl. VOLLMAR 1947: 45). Das Gelbe Zypergras ist nicht auf eine besonders hohe Basenversorgung des Wuchsorts angewiesen. Auf Mineralbodenstandorten ist *Cyperus flavescens* nur selten zu beobachten; dort wird es von seiner wesentlich häufigeren Geschwisterart *Cyperus fuscus* vertreten. Fördern läßt sich das Gelbe Zypergras, indem in den Streuwiesen, in denen es vorkommt, gezielt flache Abschiebungen von jeweils wenigen Quadratmetern Größe vorgenommen werden, die sich etwa auf dem Niveau der mittleren Grundwasserstände bewegen. Derselbe Effekt wird erzielt, wenn mit der Befahrung durch schweres Gerät bewußt Fahrspurschäden in Kauf genommen werden.

***Dactylorhiza incarnata subsp. ochroleuca* - Strohgelbes Knabenkraut**

Das Strohgelbe Knabenkraut zeigt nur einen eng umgrenzten Vorkommensbereich im Voralpinen Hügel- und Moorland und ist im wesentlichen auf das Ammerseebecken, auf Grundmoränenmoore südöstlich des Ammersees und südwestlich des Starnberger Sees, auf das Murnauer Moos inkl. be-

nachbarter Mooregebiete, auf einige Moore im Raum Bad Tölz (Ellbachmoor) und auf das Rosenheimer Becken beschränkt (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2473). Darüber hinaus weist es nur noch einige Einzelvorkommen im Allgäuer Alpenvorland westlich des Forggensees und im Chiemsee-Raum auf.

Dactylorhiza incarnata subsp. ochroleuca bevorzugt als einzige der Moororchideen als Wuchsort oligotrophe und eher artenarme(!) Steifseggenrieder, denen oligotrophente Cyperaceen wie *Eriophorum latifolium*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex lasiocarpa* und *Carex appropinquata* sowie nicht selten der Fiebertee (*Menyanthes trifoliata*) beigemischt sind. Der Pflegebedarf dieser Steifseggenried-Bestände hängt von der lokalen Konstellation ab. Einerseits gibt es nicht pflegebedürftige Primärbestände mit dem Strohgelben Knabenkraut, die Ansätze zur Schlenkenbildung mit *Carex limosa* zeigen, andererseits aber rasig-gleichförmige Ausbildungen, die nach Aufgabe einer im unregelmäßigen Turnus durchgeführten Mahd sich allmählich in bultige, hochwüchsige und stärker mit Schilf durchsetzte Steifseggenrieder umwandeln.

Das Strohgelbe Knabenkraut erreicht die größten Bestandsdichten in rasigen Steifseggenried-Ausbildungen, die im Spätsommer oder im Früh-Herbst gemäht werden, sofern die Witterung dies zuläßt. Die Mahd dieser Wuchsorte ist nicht jedes Jahr notwendig und oft auch nicht möglich. Pflegepausen, die sich länger als 3-5 Jahre hinziehen, führen allerdings bereits zu deutlichen Änderungen der für das Strohgelbe Knabenkraut günstigen, niedrig-rasigen Bestandsstruktur des gemähten, nährstoffarmen Steifseggenrieds.

Das optimale Pflegeregime von streugenutzten Steifseggen-Beständen mit Vorkommen des Strohgelben Knabenkrauts stellt wahrscheinlich die regelmäßige Spätsommer- und Frühherbstmahd dar, die bei nasser Witterung ohne Bedenken 1-2 Jahre ausgesetzt werden kann. Eine Mahd im Spätsommer und im Frühherbst schadet dem Strohgelben Knabenkraut nicht, dessen oberirdische Triebe zu diesem Zeitpunkt längst abgestorben sind. Sie setz jedoch den in dieser Jahreszeit noch grünen Helophyten wie *Carex elata* und *Phragmites australis* zu, die unweigerlich Stoffverluste erleiden, so daß die niedrige, +/- lockere Bestandsstruktur der oligotrophen Steifseggen-Streuwiese erhalten bleibt.

***Dactylorhiza traunsteineri* - Traunsteiners Knabenkraut**

Das nordisch-praealpine Traunsteiners Knabenkraut ist in Bayern nach GÖSSMANN & WUCHERPFENNIG (1992: 47) mit Ausnahme weniger, donau-nah gelegener Wuchsorte streng auf das Voralpine Hügel- und Moorland und auf den Alpenraum beschränkt und tritt in den Allgäuer Alpen und in der Westhälfte der Bayerischen Alpen sowie im Ostallgäuer Alpenvorland und im Ammer-Loisach-Hügelland zerstreut auf. Östlich der Mangfall dünnt *Dactylorhiza traunsteineri* deutlich aus und wird entgegen der Namensgebung im südöstlichen Alpenvorland zu einer seltenen Art.

Dactylorhiza traunsteineri besiedelt unter anderem hydrologisch intakte Kopfried-Quellmoore, aber auch Kopfried-Quellfluren auf Kalksinterböden. Es kommt auch an Stellen vor, die gelegentlich beschattet werden und zieht in Hangquellmooren nördliche Expositionen gegenüber den südlichen deutlich vor. Insgesamt bevorzugt diese Knabenkraut-Art ein kühl-stenothermes Standort-Milieu.

Das Traunsteiners Knabenkraut kommt sowohl an natürlichen Primärstandorten vor, die nicht pflegebedürftig sind als auch in Sekundärformationen, die sich durch eine hohe Pflege- bzw. Nutzungsabhängigkeit auszeichnen. Zu den natürlichen Primärstandorten des Traunsteiners Knabenkrauts gehören durchströmte Übergangsmoorkomplexe wie etwa das im Murnauer Moos gelegene Eschenloher Filz zwischen den Weghaus- und den Schmatzerköcheln.

Sekundärer Natur sind die Kopfbinsenrieder, die sich als Wuchsort für *Dactylorhiza traunsteineri* um so besser eignen, je regelmäßiger im Herbst die Mahd vorgenommen wird. Die Streufilzaufgaben brachgefallener Kopfbinsenrieder behindern offensichtlich die Entfaltung der Orchidee im Frühjahr so stark, daß sie im Brachefall stark zurückgeht. Die Bestandsdichte steht in direkter Korrelation zur Regelmäßigkeit der Durchführung der einschürigen Herbstmahd. Wichtig für die Erhaltung von *Dactylorhiza traunsteineri*, das in Sekundärformationen seinen Vorkommensschwerpunkt deutlich in Quellhangmooren und Quellsümpfen innehat, ist darüber hinaus die Sicherung des Wasserhaushaltes im gesamten hydrologischen Einzugsbereich seiner Wuchsortbereiche. Zudem ist die Abpufferung von Nährstoffeinflüssen essentiell wichtig.

Im Unterschied zu *Dactylorhiza majalis* (Breitblättriges Knabenkraut) und zu *Dactylorhiza incarnata subsp. incarnata* (Fleischfarbendes Knabenkraut), die von einer gewissen Düngewirkung sogar profitieren und daher in den mesotrophen Feuchtwiesen vorkommen, ist *Dactylorhiza traunsteineri* streng auf oligotrophe Moor- und Mineral-Naßböden beschränkt, in denen *Dactylorhiza majalis* und *D. incarnata subsp. incarnata* nicht oder nur spärlich anzutreffen sind. Kann sich infolge eines verbesserten Nährstoffangebotes das Breitblättrige Knabenkraut im Wuchsortbereich des Traunsteiners Knabenkrauts ansiedeln, so ist damit zu rechnen, daß anschließend massive Einkreuzungen von *Dactylorhiza majalis* in die Population des Traunsteiners Knabenkraut stattfinden werden.

Ein ähnliches standörtliches Verhalten wie *Dactylorhiza traunsteineri* zeigt die erst vor kurzem in Bayern entdeckte Sippe *Dactylorhiza lapponica* (**Lappländisches Knabenkraut**) (vgl. GALLERACH & WUCHERPFENNIG 1987), die jedoch noch wesentlich stärker an montan und subalpin gelegene Quellfluren gebunden ist und ausgesprochen calciophil ist. In den Quellsickerfluren an Rutschhängen der Flyschgebirge (wie zum Beispiel an der Ostflanke des Hörnles bei Kohlgrub) besitzt das Lappländische Knabenkraut natürliche Standorte.

Dryopteris cristata - Kammfarn

Der Kammfarn kommt in Bayern zerstreut im Alpenvorland im Unterallgäu, Ostallgäu, im Murnauer Moos, in den Loisach-Kochelseemooren, im Wörthseegebiet, in einem Massenvorkommen im Aubachmoos bei Oberalting (Lkr. STA), im Rosenheimer Becken, in Mooren am Hofstätter See und in der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte vor. In der Oberpfälzer Alb und im Schwandorfer Weihergebiet besiedelt der Kammfarn einige Schwingrasen und Erlenbrüche. Außer in lichten, hydrologisch intakten Erlenbrüchen kommt dieser Farn in oligo- bis mesotrophen Großseggen-Streuwiesenbrachen vor, die seit Jahrzehnten nicht mehr gemäht werden wie es etwa an mehreren Wuchsorten im Murnauer Moos oder im Aubachmoos bei Oberalting der Fall ist.

In gemähten Streuflächen ist der Kammfarn niemals zu beobachten. Anscheinend ist der Kammfarn sehr empfindlich gegen Mahd und wandert in oligo- bis mesotrophe Großseggen-Streuwiesenbrachen erst nach Nutzungsaufgabe ein. Entsprechendes gilt für den wesentlich häufigeren **Sumpf-Schildfarn** (*Thelypteris palustris*).

Gentiana asclepiadea - Schwalbenwurz-Enzian

Der Schwalbenwurz-Enzian kann als die Charakterart der praealpin-montanen Pfeifengraswiesen des Alpenvorlandes schlechthin gelten; lediglich saure Pfeifengraswiesen auf Hochmoortorfen werden von diesem Enzian nicht oder nur ausnahmsweise besiedelt. Nördlich des Voralpinen Hügel- und Moorlandes kommt der Schwalbenwurz-Enzian nur sehr zerstreut in den südlichen Donau-/Lech-/Iller-Schotterplatten und in der Lech-Wertach-Ebene vor, ansonsten ist er dort äußerst selten. Im Erdinger und Dachauer Moos, wo er ehemals verbreitet war, verfügt der Schwalbenwurz-Enzian heute nur noch über wenige Wuchsorte. In Nordbayern fehlt diese Enzian-Art (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 1270).

Innerhalb des Voralpinen Hügel- und Moorlandes ist der Schwalbenwurz-Enzian durchweg verbreitet. Lediglich in den Seebeckenmooren tritt er deutlich zurück; in den Seeried-Streuwiesen kann er sogar vollständig fehlen (z.B. im NSG Ammersee-Südufer, in seenahen Streuwiesen am Chiemsee usw.). Am häufigsten ist *Gentiana asclepiadea* in Grundmoränen-Streuwiesen des mittleren und südlichen Alpenvorlands wie zum Beispiel in der Grasleitener Moorlandschaft. Er bevorzugt dort basenreiche, gern kalkhaltige, wechselfeuchte, mäßig feuchte bis mäßig nasse Böden, wobei die Spanne von einem lehmigen bis zu einem rein moorigen Substrat reichen kann. Der erst im August und September blühende Schwalbenwurz-Enzian fruchtet offenbar erst nach dem oberirdischen Absterben des Schaftes, so daß die vorherige Aussamung nur gewährleistet ist, wenn erst nach Mitte Oktober gemäht wird.

In Streuwiesenbrachen vermag sich der Schwalbenwurz-Enzian gut zu halten, sofern keine Verschilfungen (treten an den Wuchsorten des *G. asclepiadea* nur selten auf) oder Verhochstaudungen (vollziehen sich v.a. in aufgetropten Brachen) erfol-

gen, die zu seiner Verdrängung führen. In mit Faulbaum, Ohr-Weide oder Schwarz-Erle verbuschenden, oft mindestens 20-30 Jahre alten Streuwiesenbrachen tritt der Schwalbenwurz-Enzian nach wie vor in hoher Stetigkeit und großer Dichte auf. Er gedeiht auch an zeitweise beschatteten Standorten; zudem ist er als ausdauernde, spätaustreibende Schaftpflanze in der Lage, Streufilzdecken zu durchstoßen, solange diese nicht über eine Mächtigkeit von 5-10 cm hinausgehen. Ebenso wie in verbuschenden, hält sich der Schwalbenwurz-Enzian auch in vertorfmoosenden Streuwiesen-Brachen, wie sie besonders im Bereich niederschlagsreicher Staulagen am Alpenrand zu beobachten sind (zum Beispiel im Vorfeld der Trauchberge, im Raum Steingaden, Wies, Wildsteig und Baiersoyen).

Gegen Beweidung ist der Schwalbenwurz-Enzian offenbar ebenfalls wenig empfindlich. In seit langem beweideten Streuwiesen-Arealen des Betriebsgeländes Hartschimmelhof bei Pähl oder des Allmendegeländes der Gemeinde Steingaden ist dieser Enzian sehr verbreitet, da er offenbar vom Vieh nicht gefressen wird.

***Gentiana clusii* - Stengelloser Enzian, Clusius' Enzian**

Gehört nicht zu den "eentlichen" Streuwiesen-Enzianen wie der Schwalbenwurz- und der Lungen-Enzian, da er seinen Vorkommensschwerpunkt in Bayern in den alpinen Grasheiden der Kalkalpen hat. Dennoch zählt er zu den Paradedpflanzen der Streuwiesen-Lebensräume des Alpenvorlandes. Kaum ein Argument weckt in der Öffentlichkeit mehr Verständnis für die Streuwiesen-Pflege als der Hinweis, so "den Enzian" (gemeint ist *Gentiana clusii*) für die Zukunft zu erhalten. Viele Landwirte, die im Maschienenring Oberland (Lkr. WM u. GAP) an der Streuwiesen-Pflege beteiligt sind, sehen den Sinn ihrer Arbeit v.a. darin, diese Pflanze zu fördern.

Den Schwerpunkt seiner Verbreitung in Streuwiesen-Lebensräumen hat der Stengellose Enzian eindeutig im Ammer-Loisach-Hügelland und im Ostallgäuer Alpenvorland (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 1273), die sich allgemein durch ein kalkreiches Moränenmaterial auszeichnen. Darüber hinaus begleitet der Stengellose Enzian den Lech nach Norden, wobei er nördlich von Augsburg außerordentlich selten wird. Im West- und Unterallgäuer Alpenvorland kommt er nur an wenigen Stellen vor oder fehlt sogar vollständig, da er den eentlichen Alpenraum dort nicht verläßt. Dasselbe gilt für das Alpenvorland im südöstlichen Bayern.

Viel stärker als der Schwalbenwurz-Enzian ist der Stengellose Enzian an ein kalkreiches Substrat gebunden. Aus diesem Grunde zeigt *Gentiana clusii* innerhalb der Streuwiesen-Lebensräume eine enge Bindung an quellige Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder. Auf den eentlichen Pfeifengraswiesen ist er nur anzutreffen, wenn diese auf einem kalkreichen Mineralboden gedeihen. Pfeifengraswiesen mineralstoffarmer Torfstandorte vermag der Stengellose Enzian nicht zu besiedeln. Sein Kalkbedarf kann dort anscheinend zumindest zeitweise infolge des

regelmäßigen Absinkens des Grundwasserstandes unterhalb seines Wurzelraumes nicht mehr gedeckt werden. Ebenso fehlt der Stengellose Enzian auch auf Niedermoor-Streuwiesen, die infolge permanent hoher Grundwasserstände zwar gut mit Basen (und Kalk) ausgestattet sind, durch eine geringe Wasserbewegung im Boden jedoch eine schlechte Sauerstoffversorgung des Wurzelraumes aufweisen.

Grundvoraussetzung zur Erhaltung des Stengellosen Enzians ist es, den Wasserhaushalt nicht zu beeinträchtigen. Entwässerungen von Streuwiesen, in denen *Gentiana clusii* vorkommt, um diese besser pflegen zu können, führen mit Sicherheit zum Verschwinden des Stengellosen Enzians, da mit diesem Eingriff eine Entbasung des Wurzelraumes einhergeht. Der auf den Streuwiesen des Alpenvorlandes bereits im Mai blühende Stengellose Enzian hat die Samenreife wohl schon im Hochsommer abgeschlossen. Mit Mahd ab Mitte Juli bis Anfang August kommt er jedenfalls ohne weiteres zurecht, wie die massierten Vorkommen von *Gentiana clusii* in den traditionell im Hochsommer gemähten Buckelwiesen beweisen.

Anders als der Schwalbenwurz-Enzian ist der Stengellose Enzian auf seinen Streuwiesen-Wuchsorten viel stärker pflegeabhängig; besonders gut und üppig gedeiht *Gentiana clusii* auf alljährlich gemähten Streuwiesen und Kopfbinsenriedern. Als niedrigwüchsige Rosettenpflanze, die ihre Assimilationsorgane nur knapp oberhalb der Bodenoberfläche entwickelt, kommt er bei Brache mit der Streufilzbildung nicht zurecht und geht nach Nutzungsaufgabe rapide zurück. Schon in 10 bis 20 Jahre alten Brachen kann er nahezu vollständig ausfallen. Umgekehrt lohnt es sich, die Mahdpflege in Streuwiesenbrachen wieder aufzunehmen, die Restvorkommen des Stengellosen Enzians aufweisen. Schon nach wenigen Jahren können deutliche Bestandenserholungen zu verzeichnen sein (Eigenbeobachtungen an seit ca. 1985 wieder gepflegten Quellmooren bei Herrsching/Lkr. STA, Antdorf /Lkr. WM und in der Magnetsrieder Hardt/Lkr. WM).

Mäßige Beweidung durch die nicht tief verbeißenen Rinder wird vom Stengellosen Enzian vertragen, sofern diese nicht vor Mitte Juni erfolgt. In den beweideten Hardtwiesen und Quellmooren des Betriebsgeländes Hartschimmelhof/Pähl gedeiht der Stengellose Enzian in großer Menge (Weide-Management: drei- bis vierwöchige Beweidung im Juli, Nachweide im Herbst mit Jungvieh).

***Gentiana pneumonanthe* - Lungen-Enzian**

Der Lungen-Enzian zeigt unter den "Streuwiesen-Enzianen" die weiteste Verbreitung in Bayern und kommt auch in den Streuwiesen-Lebensräumen Nordbayerns vor. Er gedeiht sowohl in kalkreichen als auch in kalkarmen Riedwiesen, ist jedoch auf hohe Basengehalte angewiesen, so daß er ausgesprochen sauren Streuwiesen fehlt. Ebenso wie der Schwalbenwurz-Enzian gedeiht der Lungen-Enzian auf reinen Moorstandorten, bevorzugt jedoch insgesamt deutlich nässere Standorte als dieser und hat seinen Schwerpunkt im nassen MOLINION und in

den Kleinseggenriedern, während er in feuchten oder gar nur wechselfeuchten Pfeifengraswiesen deutlich zurücktritt. Im Alpenvorland hat er deutliche Schwerpunkte seines Vorkommens in den Seebeckenriedern (z.B. Murnauer Moos, Ammersee-Süduferbereich), in denen der Schwalbenwurz-Enzian gewöhnlich fehlt. Als einziger der Streuwiesen-Enziane besiedelt er die Riedwiesen des Donaunraumes (z.B. Mertinger Höll).

Im Vergleich zum Schwalbenwurz-Enzian reagiert *Gentiana pneumonanthe* gegen langjährige Brache deutlich empfindlicher. Dies liegt in erster Linie an den standörtlichen Eigenschaften der Wuchsorte des Lungen-Enzians. Diese neigen bei Nutzungsaufgabe zur Verschilfung, wobei der Lungen-Enzian allmählich verdrängt wird. Alljährliche Mahd im fortgeschrittenen Herbst (nach Mitte Oktober) dürften diesem im späten Juli und in der ersten Augusthälfte blühenden Enzian am meisten entgegenkommen. In nassen Streuwiesen mit starker Präsenz von *Phragmites australis*, die nur bei trockener Witterung und daher nicht jedes Jahr gemäht werden können, bewährt es sich nach bisher gemachten Erfahrungen im NSG Ammersee-Südufer (Eigenbeobachtung), die Mahd gelegentlich schon im späten August oder im zeitigen September vorzunehmen. Auf diese Weise kann das zu diesem Zeitpunkt noch grüne Schilf deutlich geschwächt werden. Zur Pflegeerleichterung stellen Entwässerungen keine Alternative dar, auf die der Lungen-Enzian sehr empfindlich reagiert.

Der Lungen-Enzian ist die wichtigste Raupenfutterpflanze des Enzian-Bläulings (*Lycaena alcon*), eines nach der RL Bayern stark gefährdeten Tagfalters, der zum Nahrungserwerb auch den Schwalbenwurz-Enzian annimmt (vgl. Kap. 1.5.2.4, S. 106).

***Gentiana utriculosa* - Schlauch-Enzian**

Eindeutig der seltenste und zugleich am stärksten gefährdete Vertreter (nach der RL Bayern Gef. Grad 2) der "Streuwiesen-Enziane" ist der therophytische Schlauch-Enzian. In den Streuwiesen-Lebensräumen des Voralpinen Hügel- und Moorlandes tritt oder trat *Gentiana utriculosa* nur im Ostallgäuer Hügelland, im Bereich des Ammersee-Gletschers und entlang der Isar auf. Nördlich des Jungmoränengebietes kommt er entlang des Lechs und nur an wenigen Wuchsorten entlang der Mittleren und Unteren Isar, im Erdinger Moos, entlang der Donau sowie im Wemdinger Ried vor (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 1279).

In seinen Standortansprüchen kommt der Schlauch-Enzian unter den *Gentiana*-Arten dem Stengellosen Enzian am nächsten. Kalkreiche, quellige Mineralnaßböden und Anmoor-Böden bilden seine bevorzugten Wuchsorte. Ausgesprochene Moorstandorte meidet der Schlauch-Enzian, während der Stengellose Enzian dort unter gewissen Voraussetzungen noch gedeihen kann.

In seinen Pflegeansprüchen steht der Schlauch-Enzian ebenfalls dem Stengellosen Enzian nahe. Alljährliche Mahd, die allerdings frühestens Mitte August erfolgen darf, wird vom Schlauch-Enzian gut

vertragen. Ebenso kommt er mit mäßig intensiver Beweidung durch Rinder zurecht, sofern diese nicht vor Anfang Juli aufgenommen wird (Eigenbeobachtungen im Betriebsgelände Hartschimmelhof/Pähl im Lkr. Weilheim-Schongau). Öffnungen des Bodens durch Beweidung, durch tiefschneidende Mahd, ja manchmal sogar durch nicht zu gravierende Fahrspuren von Pflegegeräten, begünstigen die Bestandesentwicklung dieses einjährigen Enzians, der diese kleinflächigen Offenstellen als Keimbett nutzen kann.

Sehr empfindlich ist der Schlauch-Enzian gegen mit Brache einhergehende Verfilzungen des Bodens, da ihm die Streudecken offensichtlich die Möglichkeit rauben, von neuem erfolgreich auszukeimen. Im Sempt-Quellmoor N Eichenkofen (ED) kam er bereits 3 Jahre nach Streumahdbeendigung nicht mehr zur Blüte.

***Gladiolus palustris* - Sumpf-Gladiole**

Die nach der RL Bayern stark gefährdete (Gef. Grad 2) Sumpf-Gladiole ist zweifellos eine der schönsten einheimischen Pflanzenarten. In ihrer Öffentlichkeitswirkung reicht sie wohl nur deshalb nicht an den Stengellosen Enzian heran, weil sie viel seltener und daher allgemein bei weitem nicht so bekannt ist.

Die Sumpf-Gladiole besiedelt vorzugsweise die selten gewordenen Komplex-Lebensräume aus Kalk-Halbtrockenrasen, Kalkflachmooren und kalkreichen Pfeifengraswiesen. Ihre Knollen sind außerordentlich resistent gegen Austrocknung; sogar trockenheitsbedingte Wurzelverluste können aus der Knolle schnell ersetzt werden (KIRCHNER zit. nach STEINGEN 1988). Dies erklärt wohl mit das erstaunlich lange Überleben dieser Art in stark entwässerten Kalkflachmooren, z.B. im Dachauer und südlichen Erdinger Moos. Geographisch (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2094) besitzt sie ihre Vorkommensschwerpunkte in Bayern im Ostallgäu (vgl. STEINGEN, 1982), im östlichen Murnauer Moos, in der Magnetsrieder Hardt östlich von Weilheim und am Meßnerbichl südlich von Andechs sowie nur noch in akut vom Aussterben bedrohten Resten im Dachauer und Erdinger Moos (vgl. KOLLER 1990: 112). Die Vorkommen im Raum Bad Reichenhall/Berchtesgaden sind ebenso wie die entlang des mittleren Lechs (z.B. Königsbrunner Heide) vorwiegend auf Kalkmagerrasen angesiedelt. (Ausnahme: Osthang des Högl/BGL).

Voraussetzung für die Besiedlung von Pfeifengraswiesen oder gar von Kopfried-Standorten durch die Sumpf-Gladiole sind kalkreiche Böden. Große Nässe des Wuchsorts hält *Gladiolus palustris* nur bei ziehendem Grundwasser aus, so daß keine Defizite in der Sauerstoff-Versorgung des Wurzelraumes der Sumpf-Gladiole auftreten. Entwässerungen, die mit einer Basenverarmung des Standorts einhergehen, werden genausowenig vertragen wie vom Stengellosen Enzian, der ebenso wie *Gladiolus palustris* im Alpenvorland auch auf Kalkmagerrasen vorkommen kann (vgl. LKP-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.3).

Zwar läßt sich ein Teil der heutigen Restpopulationen am ehesten dem CIRSIO-MOLINIETUM zuordnen, doch handelt es sich in Wahrheit um eine Art der Ökotone, und zwar sowohl in räumlicher (feucht-trocken) wie zeitlicher (Austrocknungsphase) Hinsicht.

Beim Vergleich der Sumpf-Gladiolen, die auf Kalkmagerrasen wachsen, mit denen der Pfeifengrasstreuwiesen- und erst recht der Kalkflachmoorstandorte fällt auf, daß die phänologische Entwicklung auf Feucht- und Naß-Standorten um ca. eine bis zwei Wochen verzögert ist. Während auf den Halbtrockenrasen die Hochblüte im Mittel bereits in der ersten Julidekade stattfindet, wird dasselbe phänologische Stadium auf den Streuwiesen- und Kleinsiegenried-Standorten oft erst um den 20. Juli herum erzielt. Das Absterben der obirdischen Triebe, das Öffnen der Kapseln und die Entlassung der Samen erfolgt auf Streuwiesenstandorten zumeist in der ersten Septemberhälfte, so daß die Mahd auf Feuchtstandorten mutmaßlich erst ab der zweiten Septemberhälfte mit keinen Beeinträchtigungen für die Sumpf-Gladiole mehr verbunden ist.

Gegen Brache auf Streuwiesenstandorten ist die Sumpf-Gladiole weniger empfindlich als die Rosettenpflanzen, sofern keine oder nur eine geringe Verschilfungs- oder Verhochstaudungsneigung besteht. Etwa 4-5 Jahre währende Brachezeiträume führen nach Eigenbeobachtungen südlich des Mesnerbichls bei Andechs noch zu keinen gravierenden Bestandesrückgängen. In hochwüchsigen Pfeifengras-Beständen mit *Molinia arundinacea* als Hauptbestandbildner vermag die Sumpf-Gladiole sich zumindest solange zu behaupten als nicht Streufilzbildungen auftreten, die eine Mächtigkeit von 3-5 cm deutlich überschreiten.

Auf wechselfeuchten Rutschstandorten liegt sogar eine weitgehende Bracheunempfindlichkeit vor. In wechselfeuchten, mit lockeren Pfeifengras-Kiefernwäldern bestockten Steilhängen des Herzogsstands und des Heubergs bei Farchant, die seit Jahrzehnten nicht genutzt werden, kommt sie in großen Beständen vor (HÖLZEL 1992, mdl.). In Pfeifengraswiesen-Brachen oberhalb des Forggensee-Ausgangs konnte sich die Gladiole bei Brache jahrzehntelang halten, die Bestände verkleinern sich aber permanent durch Abrutschen von Bodenschollen in den Forggensee.

Iris sibirica - Blaue Schwertlilie

Zu den auffälligsten und prachtvollsten Streuwiesen-Pflanzen zählt zweifellos die Blaue Schwertlilie. *Iris sibirica* zeigt eine deutliche Bindung an Seeried-, Auen- und Flustreuwiesen und dringt bereits in den Feuchtwiesenbereich vor. Im Alpenvorland hat sie ihr Schwergewicht in den Seebecken-Streuwiesen-Lebensräumen am Bodensee, Ammersee, Starnberger See, Chiemsee, im Murnauer Moos und in den Loisach-Kochelseemooren. Ebenso findet sich *Iris sibirica* an flußbegleitenden Streuwiesen entlang der Amper, der Loisach und der Isar ein.

In den tiefergelegenen Niedermoorgebieten nördlich des Vorlapinen Hügel- und Moorlandes war sie

zumindest früher keineswegs selten: im Dachauer Moos (heute noch am Schwarzhölzl vorhanden, vgl. KOLLER 1990: 110ff.), Erdinger Moos, im Donauried, im Donaumoos, entlang der Paar (Lkr. PAF), entlang der Unteren Isar bis zur Isarmündung, im Wörnitztal inkl. des Rieses (genauere Fundortangaben bei FISCHER 1982: 461) war die Blaue Schwertlilie bis in die 50er Jahre recht verbreitet, besitzt dort heute allerdings nur noch einzelne Wuchsorte.

Im eigentlichen Nordbayern war die Blaue Schwertlilie seit jeher eine Seltenheit. Über bedeutsame *Iris*-Vorkommen verfügten früher die Pfeifengraswiesen und die Kalk-Niedermoorbildungen des Schweinfurter Trockengebietes (vgl. KORNECK 1962), wobei die bedeutendsten Bestände in der Unkenbachniederung zwischen Grettstadt, Sulzheim und Oberspießheim angesiedelt waren, von denen heute nur noch letzte Restposten erhalten sind. Im Grabfeldgau kommt die Blaue Schwertlilie in einigen feuchten bis staunassen, pfeifengraswiesen-artigen Mittelwald-Lichtungen vor, oft gemeinsam mit dem Preußischen Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*).

Standörtlich bevorzugt die Blaue Schwertlilie mesotrophe, basenreiche (zumeist kalkreiche), nasse Tonböden, meidet aber auch stark mit Mineralstoffen durchschlammte Anmoor- und Moorböden nicht, wobei sie in Flutmulden und Flutrinnen und zeitweise überschwemmten Streuwiesen bestandbildend auftreten und im Juni prächtige, blaufarbige Aspekte bilden kann. Die Infloreszenzen der Blauen Schwertlilie sterben im August ab und werden dunkelbraun, öffnen sich jedoch erst ab September, so daß *Iris*-Standorte nicht vor Anfang bis Mitte Oktober gemäht werden können, wenn das Aussamen der Fruchtstände ermöglicht werden soll. Darüber hinaus dürfte es die generative Verbreitung von *Iris sibirica* begünstigen, wenn hin und wieder ein Brachejahr eingelegt wird, wobei es sich anbietet, die Mahd in Jahren mit besonders nasser Witterung auszusetzen.

Die Blaue Schwertlilie gedeiht zumeist in Vergesellschaftung mit *Molinia caerulea*, verschiedenen Kleinsiegen-Arten, häufiger aber gemeinsam mit Großseggen (v.a. *Carex elata*). Auf dem oligotrophen und dem trockenen Flügel ihres Vorkommensbereichs hält die Schwertlilie mehrjährige Brachephasen ohne ernstliche Bestandesrückgänge aus. Die *Iris*-Vorkommen auf dem eutrophen Flügel in Großseggen-Beständen sind gegen langjährige Brache wesentlich empfindlicher (Eigenbeobachtung im NSG Ammersee-Südufer und im Murnauer Moos). Nasse mesotrophe Steifseggenrieder wandeln sich nach Aufgabe der Mahd binnen 5-10 Jahren in bis zu zwei Meter hohe Steifseggen-Schilfröhrichte um, in denen sich *Iris sibirica* gewöhnlich auf Dauer nicht halten kann. Mäßig nasse bis feuchte, aneutrophierte *Iris*-Standorte neigen bei Brache zur Verhochstaudung mit *Filipendula ulmaria*, *Valeriana officinalis* agg., *Cirsium oleraceum*, *Lysimachia vulgaris* usw. und somit zur allmählichen Umwandlung in FILIPENDULION-Gesellschaft

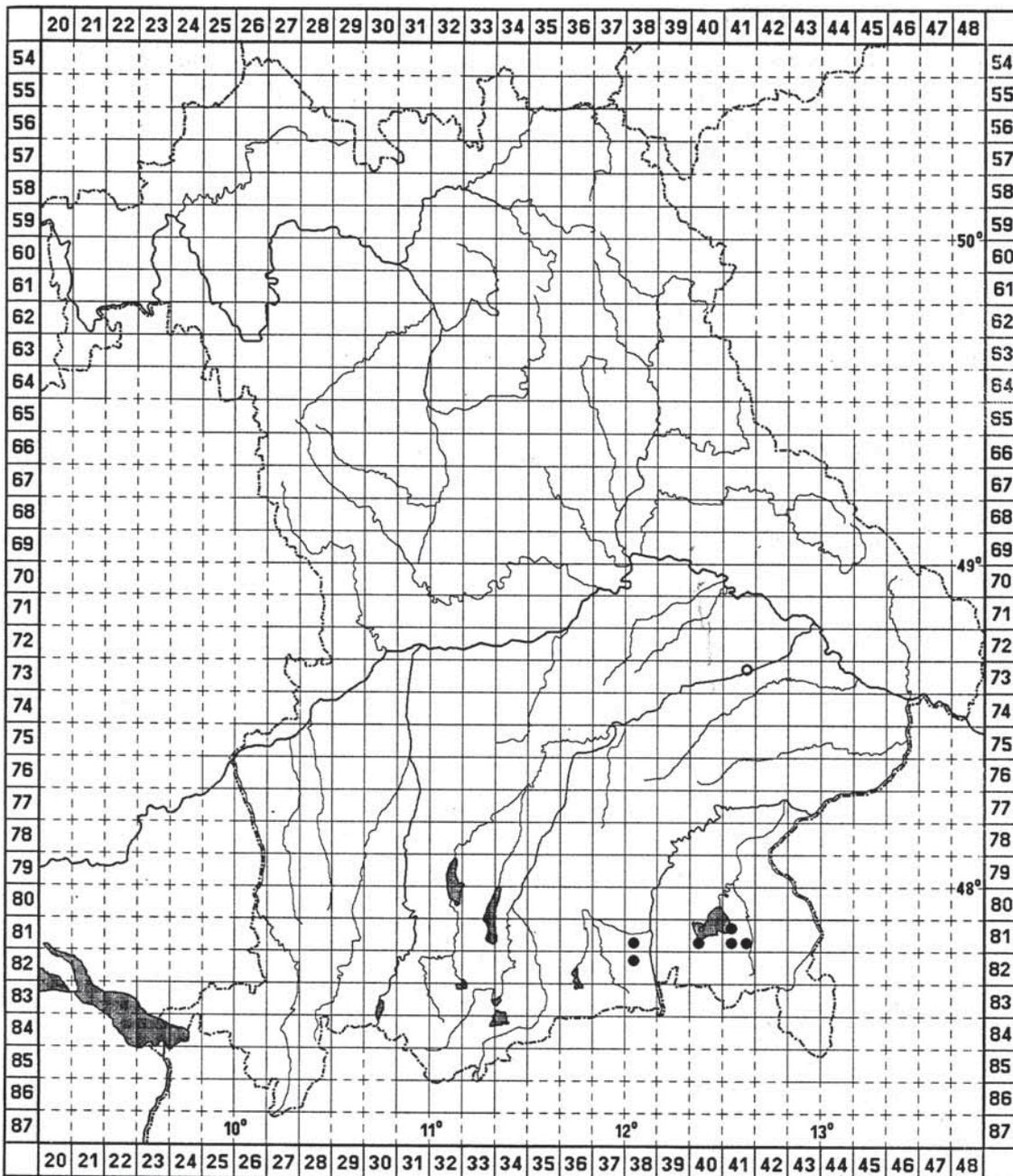


Abbildung 1/6

Aktuelle Verbreitung des Sumpf-Knabenkrauts (*Orchis palustris*) in Bayern nach GÖSSMANN & WUCHERPFENNIG (1992: 113). Erfasst sind nur nach 1980 bestätigte Fundorte. Die Verbreitungskarte macht die Verantwortung der Lkr. RO und TS für die Erhaltung der bundesweit vom Aussterben bedrohten (Gef. Grad 1) (vgl. KORNECK & SUKOPP 1988) Art deutlich.

ten, in denen *Iris sibirica* zunehmend an Konkurrenzskraft verliert.

Lathyrus palustris - Sumpf-Platterbse

Die heute nach der RL Bayern stark gefährdete Sumpf-Platterbse gehört zu den Streu- und Feuchtwiesen-Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den großen Stromtalebenen Süddeutschlands besaß. In Bayern waren die Hauptvorkommen der Sumpf-Platterbse ursprünglich in den Donau-Auen

zwischen Regensburg und Deggendorf (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 885) in Kammseggenriedern angesiedelt (vgl. ZAHLHEIMER 1979: 235), die innerhalb des LPK den Feuchtwiesen (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen") zugeordnet sind. Infolge des Donauverbaus ist die Art in den Donau-Auen heute selten geworden (ZAHLHEIMER 1989, mdl.).

Gegenwärtig befinden sich die quantitativ wohl bedeutendsten Sumpfplatterbsen-Vorkommen Bay-

erns in den Seeried-Streuwiesen südlich des Ammersees, nördlich des Kochelsees und in den Seeriedern des Chiemsees. Die Sumpf-Platterbse ist an diesen Seen an Streuwiesen-Bereiche gebunden, die bei Hochwasserständen der Seen, der Ab- oder Zuflüsse überschwemmt werden. Ihren Vorkommensschwerpunkt hat *Lathyrus palustris* in den Seeriedern in Steifseggen-Streuwiesen, in Sumpfbinsen-Beständen und in feuchten, mesotrophen Pfeifengraswiesen. In Flutrinnen oder flachen Gräben, an durch Befahrung geöffneten Bodenstellen siedelt die Sumpf-Platterbse oft in besonders hoher Dichte, ebenso an schwach ruderalisierten Stellen wie zum Beispiel an Wegrändern. Von Bodenverwundungen, die im Rahmen von Pflegearbeiten geschehen, profitiert deshalb *Lathyrus palustris*. Die Sumpf-Platterbse bevorzugt mineralische Naßböden, meidet jedoch auch mit Mineralstoffen durchschlickte Niedermoorböden nicht.

Die Sumpf-Platterbse ist dem Brachfallen der Seeried-Streuwiesen nur sehr bedingt gewachsen. Zwar vermag sie sich an Schilfhalmen bis auf ca. 1 Meter Höhe emporzuranken, doch entwickeln sich die Seeried-Streuwiesen oft innerhalb von 5-10 Jahren zu 2 Meter hohen, dichten Steifseggen-Schilfröhrichtern, in denen sich die Sumpf-Platterbse auf Dauer der Konkurrenz der Steif-Segge und des Schilfs um das Licht nicht mehr erfolgreich genug erwehren kann und nur noch in sehr geringer Bestandsdichte vorkommt.

Die oft nur bei trockener Witterung mähbaren Seeried-Streuwiesen bedürfen nach Beobachtungen im NSG Ammersee-Südufer eines Mähturnus von zwei bis höchstens drei Jahren, um ihren Streuwiesencharakter nicht allzusehr einzubüßen. Speziell in den Seeried-Streuwiesen des Bereiches Ammersee-Südufer haben sich Mahdzeitpunkte im frühen Herbst bewährt. Das Schilf ist um diese Zeit noch grün, so daß es in seiner Vitalität durch die Mahd deutlich geschwächt wird und den konkurrenzschwächeren Arten mehr Platz zum Gedeihen verschafft wird.

Ein ähnliches ökologisches Verhalten wie die Sumpf-Platterbse zeigt das weiter verbreitete und insgesamt häufigere **Sumpf-Greiskraut** (*Senecio paludosus*), das jedoch das Brachfallen der Seeriedwiesen besser meistern kann als *Lathyrus palustris*.

***Liparis loeselii* - Glanzstendel**

Der nach der RL Bayern (SCHÖNFELDER 1986) stark gefährdete (Gef. Grad 2) Glanzstendel ist eine im mittleren und östlichen Voralpinen Hügel- und Moorland sehr zerstreut auftretende unscheinbare Orchideen-Art. Im gesamten Allgäu ist *Liparis loeselii* sehr selten, lediglich im äußersten Südwesten Bayern im westallgäuer Hügelland im Lkr. LI tritt *Liparis* wieder in größerer Dichte auf. Außerhalb des Voralpinen Hügel- und Moorlands ist heute der Glanzstendel äußerst selten im unterbayerischen Tertiärhügelland, im Donaauraum und in der Fränkischen Alb anzutreffen (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2494 und GÖSSMANN & WUCHERPFENNIG 1992: 77).

Liparis loeselii stellt sehr hohe Ansprüche an die Intaktheit des Wasserhaushalts und ist ausschließlich in hydrologisch vollkommen unbeeinträchtigten Kleinseggenriedern anzutreffen. Im Vergleich zu der in dieser Beziehung ebenso anspruchsvollen Sommer-Drehwurz ist sie allerdings weniger eng an ausgesprochen quellige Standorte gebunden und konzentriert sich nicht wie diese auf Standorte, die von Quell-Sickerströmen beeinflusst sind. Gegenüber der Sommer-Drehwurz ist die ökologische Spanne deutlich erweitert: nicht nur in Kopfbinsenriedern, sondern auch in Davallseggenriedern (hier liegt anscheinend der Vorkommensschwerpunkt) ist *Liparis loeselii* anzutreffen. Darüber hinaus kommt *Liparis* in carbonatwasserbeeinflussten Übergangs- und Schwingdeckenmoorkomplexen vor, wo sie gerne in Braunmoosrasen (mit *Drepanocladus revolvens* s.l., *Campylium stellatum*) siedelt. Diese Übergangsmoor- und Schwingdecken-Standorte des Glanzstendels sind natürlich und bedürfen keiner Pflege. Natürliche Wuchsorte des Glanzstendels gibt es auch in sehr nassen Beständen des Schwarzen Kopfrieds (*Schoenus nigricans*), z.B. im Murnauer Moos.

Die Vorkommen in den Davallseggen- und in den Kopfbinsenriedern (mit *Schoenus ferrugineus*) sind hingegen stark pflegeabhängig. Langjährige Brache mit Streufilzbildung nimmt dem oft nur 10 cm hohen Glanzstendel die Möglichkeit, seine bodennah entwickelten Blattorgane einer ausreichenden Belichtung zuzuführen. Alljährliche Mahd solcher Kleinseggenrieder nach Mitte August wird von der gewöhnlich in der zweiten Junihälfte blühenden Glanzstendel gut vertragen, die im übrigen wie *Spiranthes aestivalis* eine lockere und niedrig-halmige Bestandesstruktur der Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder bevorzugt.

Populationskontrollen lassen sich bei *Liparis loeselii* nur unter Schwierigkeiten durchführen, da die Art mitunter jahrelang ausbleibt, um danach wieder über mehrere Jahre hintereinander zu erscheinen. Positive oder negative Bestandesentwicklungen von *Liparis loeselii* sind daher nur im Verlaufe sehr langer Zeiträume (mind. zwei Jahrzehnte ansetzen) sicher nachweisbar.

***Orchis palustris* - Sumpf-Knabenkraut**

Das Sumpf-Knabenkraut kann neben dem Wanzen-Knabenkraut (*Orchis coriophora*) als die wohl am stärksten gefährdete in Bayern einheimische Orchideen-Art gelten. Diese dem submediterran-gemäßigt kontinentalen Geoelement zugehörige Orchideen-Art war in Bayern noch niemals häufig und nahezu auf kalkoligotrophe Moore in sommerwarmen Lagen unterhalb von 550 Meter ü. NN beschränkt (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2485). Heute existiert diese Knabenkraut-Art in Bayern nach einer aktualisierten Verbreitungskarte von GÖSSMANN & WUCHERPFENNIG (1992: 113) nur noch an einigen Wuchsorten im Rosenheimer Becken und im südöstlichen Chiemseebecken. Die ehemaligen Vorkommen in den Grettstadter Wiesen bei Schweinfurt, entlang der Wörnitz und der Altmühl, im Donaauraum bei

Kelheim und Regensburg, an der Isarmündung und in den großen ehemaligen Mooren der nördlichen Münchener Ebene (Dachauer und Erdinger Moos) sind oft schon seit langem erloschen (s. Abb.1/6, S. 62).

Die erhalten gebliebenen *Orchis palustris*-Vorkommen bei Bad Feilnbach/RO, in den Chiemseemooren bei Grabenstätt und im Bergener Moos konzentrieren sich auf Steifseggen-Streuwiesen, die mit Begleitarten wie *Equisetum palustre*, *Sanguisorba officinalis*, *Eleocharis uniglumis*, *Angelica sylvestris*, *Crepis mollis*, *Valeriana dioica*, *Ranunculus acris*, *Rhinanthus*-Arten und *Trifolium pratense* deutlich dem CALTHION zuneigen!

Rezente Vorkommen des Sumpf-Knabenkrauts in Kopfbinsenried-Beständen von Quellhangmooren (z.B. im östlichen Grabenstätter Moor und bei Bergen im Lkr. Traunstein) treten gegenüber den Auenstreuwiesen-Vorkommen an Bedeutung heute in Bayern deutlich zurück. Die Quellhangmoorvorkommen von *Orchis palustris* sind in Mehlprimel-Kopfbinsenriedern (PRIMULO-SCHOENETUM) mit *Schoenus ferrugineus* als Hauptbestandbildner und *Eriophorum latifolium*, *Carex hostiana* und *Juncus alpinus* als quantitativ wichtigen Begleitarten angesiedelt. Auch dort ist die Versorgung mit Nährstoffen, bezogen auf das sonst im Alpenvorland übliche Niveau in Quellmooren, offenbar recht reichlich, worauf die Beimischung einiger CALTHION-Arten wie *Valeriana dioica* hindeutet, ohne daß die Wuchsortbereiche des Sumpf-Knabenkrauts beim Beobachter bereits einen gestörten Eindruck hinterlassen.

Praktisch nirgendwo an den verbliebenen Wuchsorten Bayerns ist *Orchis palustris* in einer Vergesellschaftung mit dem Schwarzen Kopfried anzutreffen, die man für das Sumpf-Knabenkraut gemeinhin erwartet, das von OBERDORFER (1990) als Charakterart des SCHOENETUM NIGRICANTIS gewertet wird.

Die langfristige Erhaltung der Flutstreuwiesen-Vorkommen im Feilnbacher und im Bergener Moos hängt von dem Fortbestehen der Auendynamik ab, die den Mineralstoff-Bedarf des Sumpf-Knabenkrauts in diesen Gebieten offensichtlich deckt. Zugleich hängt die Existenz von *Orchis palustris* davon ab, daß die Nährstoff-Frachten (v.a. N und P) der Flußläufe, die die Knabenkraut-Wuchsorte überschwemmen, in einem möglichst geringen Rahmen verbleiben. Nur so kann der Gefahr einer übermäßigen Eutrophierung der Auenstreuwiesen begegnet werden, die auf lange Sicht zum Verschwinden des Sumpf-Knabenkrauts führen würde.

Der mesotraphente Standortcharakter der Wuchsorte des Sumpf-Knabenkrauts, die in den Auenstreuwiesen angesiedelt sind, erfordert es, die Mahd möglichst alljährlich durchzuführen und keine langen Brachephasen zuzulassen. Bei Mahdaufgabe dürften sich die gegenwärtigen Wuchsorte des Sumpf-Knabenkrauts im Feilnbacher Moos, im Bergener und im Grabenstätter Moos schon binnen 5-10 Jahren in hochwüchsige Steifseggen-Schilfröhrichte umwandeln, in denen es nur noch für eine Weile buchstäblich ein Schattendasein fristen könnte.

Auch die Quellmoor-Vorkommen des Sumpf-Knabenkrauts müssen als pflegeintensiv eingestuft werden. Die alljährliche Mahd im September und Oktober unterbindet Streuflanzanhäufungen, die das erfolgreiche Wiederaustreiben des Sumpf-Knabenkrauts behindern. Außer einer regelmäßig durchgeführten Bestandespflege hängt die langfristige Erhaltung der *Orchis palustris*-Vorkommen in den Quellmooren von der hydrologischen Intaktheit (Mineralstoffversorgung!) und von der Wirksamkeit der Abpufferung gegenüber eindringenden Nährstoffen ab. Die uns bekannten Quellhangmoore mit *Orchis palustris*-Vorkommen sind gegenwärtig zur Oberseite hin eindeutig unzureichend gegen Nährstoffeinschwemmungen abgepuffert, so daß die Gefahr besteht, daß Schilf-Polykormone in die Wuchsortbereiche des Sumpf-Knabenkrauts vorstoßen.

***Pedicularis sceptrum-carolinum* - Karlszepter**

Das Karlszepter zeigt fast noch markanter als das Sumpf-Knabenkraut eine enge Bindung an Standorte der Auen-Streuwiesen. Als hauptsächlich boreal-kontinental verbreitete Art besaß das Karlszepter im Unterschied zum Sumpf-Knabenkraut in Bayern eine praealpine Hauptverbreitung mit einigen zusätzlichen Einzelvorkommen im Bayerischen Wald (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 1550). Seine früheren Vorkommen am Unteren Lech und in der Münchner Ebene sind vollständig erloschen. Äußerst selten und hochgradig bedroht ist das Karlszepter heute im Bayerischen Wald, wo nur noch ein Wuchsort im Lkr. Freyung-Grafenau existiert, am Mittleren und Oberen Lech und in den Loisach-Kochelseemooren.

Größere und nicht akut bedrohte Populationen des Karlszepters gibt es in Bayern zur Zeit nur noch im östlichen Murnauer Moos (inkl. Hagnermoos), in den Mooren des oberen Loisachtales zwischen Eschenlohe und Oberau, im Ettaler Weidmoos (hier sicher der größte Bestand Deutschlands), im Ammergauer Pulvermoos und in den Mooren westlich des Staffelsees.

Vom Karlszepter ist bisher nur ein bayerisches Primärvorkommen in einem minerotrophen, gelegentlich überschwemmten Bergkiefernmoorwald im westlichen Murnauer Moos beschrieben worden (QUINGER 1983), ansonsten handelt es sich bei sämtlichen Vorkommen um Bestände in Auenstreuwiesen. Verglichen mit den Wuchsorten von *Carex buxbaumii* und *Orchis palustris* haben die Wuchsorte deutlicher einen kalkoligotrophen Charakter. Während jene ihren Schwerpunkt in Großseggenbeständen (*Carex elata*) innehaben, herrschen auf den Karlszepter-Wuchsorten zumindest noch die Kleinsseggen *Carex davalliana*, *C. hostiana* und das Rostrote Kopfried (*Schoenus ferrugineus*) vor. Insgesamt sind die Auenstreuwiesen, auf denen das Karlszepter gedeiht, ungewöhnlich artenreich. Die Grundartengarnitur des CARICION DAVALLIANAE ist gewöhnlich vollständig vorhanden, ebenso fehlt keine der nässeverträglichen MOLINION-Arten. Die mit den Überschwemmungen verbundenen Mineralstoffeinträge gestatten das Gedeihen einiger CALTHION-Arten wie *Sanguisorba officinalis*, An-

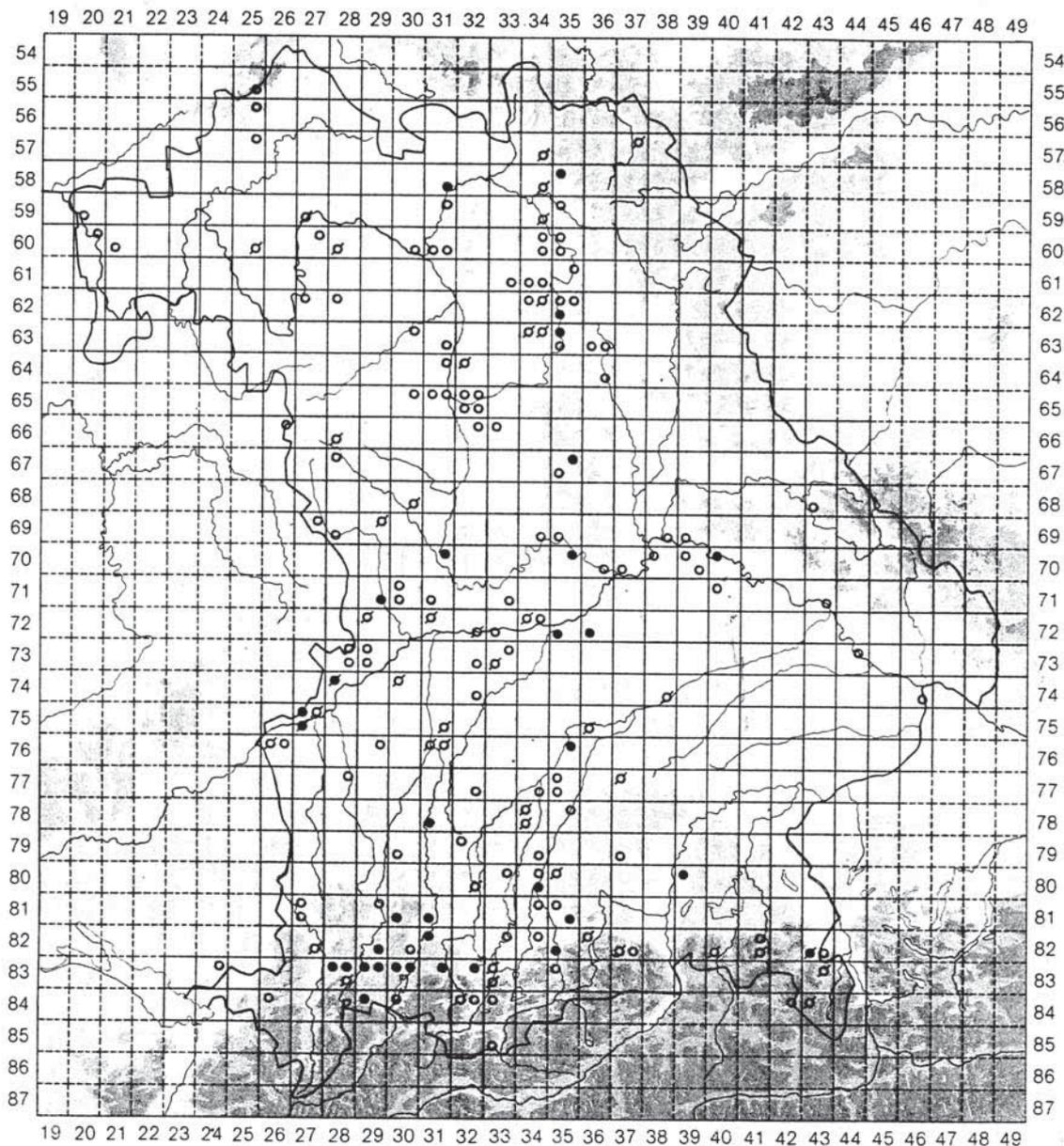


Abbildung 1/7

Das Knotige Mastkraut gehört zu den Pflanzen-Arten der Streuwiesen-Lebensräume, die in den letzten 150 Jahren anscheinend mit am stärksten zurückgegangen sind. Die Verbreitungskarte von SCHÖNFELDER und BRESINSKY 1990 macht nur den Rückgang deutlich, der sich bis zum Jahr 1945 ereignet hat. Zwischenzeitlich hat sich der Aussterbeprozess anscheinend unvermindert fortgesetzt. Tatsächlich als aktuell können heute nur noch maximal ein halbes Dutzend Punkte gelten.

gelica silvestris, *Trollius europaeus* sowie einiger ARRHENATHERION-Arten wie *Trifolium pratense*, *Vicia cracca* und *Ranunculus acris*, wobei diese Arten nur spärlich eingestreut sind.

Die Karlszepter-Auenstreuwiesen liegen in der Überflutungszone von Flußläufen, die ein kalkolitropes Klarwasser führen, wie es bei der oberen Loisach, der oberen Ammer und dem Lech früher der Fall war. Die Aufrechterhaltung der hydrologischen und trophischen (kein Eintrag von P!) Konstellation muß als wesentliche existentielle Voraus-

setzung dafür gelten, um das Karlszepter dauerhaft zu erhalten.

Pedicularis sceptrum-carolinum blüht im Murnauer Moos bereits von Mitte bis allenfalls Ende Juni, in dem fast 200 Meter höher liegenden Ettaler Weidmoos erst in der zweiten Julihälfte. Die Fruchtreife der tief liegenden Wuchsorte dürfte im August, die der hoch liegenden Wuchsorte erst im September abgeschlossen sein, so daß sich die Vornahme der Mahd nicht vor Anfang September bzw. Anfang Oktober empfiehlt. Gegen zwischenzeitliche Brache

ist das Karlszepter anscheinend nur mäßig empfindlich. In jahrelang ungemähten Seeried-Streuwiesen am Federsee bei Oggelshausen (Baden-Württemberg) vermochte sich *Pedicularis sceptrum-carolinum* gut zu halten.

***Primula farinosa* - Mehl-Primel**

Von den dealpinen Arten, die in Quellmooren anzutreffen sind wie *Gentiana clusii*, *Pinguicula alpina*, *Ranunculus montanus* und *Bartsia alpina*, wagt sich die Mehl-Primel in Bayern am weitesten nach Norden vor (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: 1227). Entlang des Lechs, der Paar und der Isar erreicht sie den Donaauraum, wo die Art vorwiegend in Kalk-Kleinseggenriedern (z.B. Mertinger Höll), zum Teil aber auch in Flutrinnen mit Grundwasser-Kontakt auf kalkreichem Substrat gedeiht. Als einzige der genannten dealpinen Arten überschreitet die Mehl-Primel den Donaauraum und ist auch im Ries (Wemdingen Ried, FISCHER 1982), ja sogar in Unterfranken (Grettstadt) anzutreffen, wo sie allerdings jeweils akut vom Aussterben bedroht ist.

Im Alpenvorland ist die Mehl-Primel in Kalk-Quellmooren, in Kalk-Quellsümpfen und -Sinterfluren, in kalkoligotrophen Kleinseggenried-Gesellschaften weit verbreitet. Besonders in Kopfbinsenriedern mit *Schoenus ferrugineus* kommt *Primula farinosa* so stark zur Geltung, daß dies der Gesellschaft den Namen "Mehlprimel-Kopfbinsenried (PRIMULO-SCHOENETUM)" eingetragen hat (vgl. GÖRS 1977: 250ff.). Auf Kopfbinsenrieder ist die Mehl-Primel in den Streuwiesen-Lebensräumen keineswegs beschränkt.

Insbesondere in niederschlagsreichen und montanen Lagen des Alpenvorlands, zum Beispiel des Trauchberg-Vorfelds in den Gemeindebereichen Wildsteig und Steingaden (bd. Lkr. Weilheim) tritt *Primula farinosa* in enger Vergesellschaftung mit der Haarbinse (*Trichophorum cespitosum*) auf. Der Mehlprimel-Haarbinsen-Gesellschaft fehlen ausgesprochene Kalkzeiger. Vieles spricht deshalb dafür, daß der Kalkbedarf der Mehl-Primel nicht so hoch ist wie beim Stengellosen Enzian oder gar beim Alpen-Fettkraut (*Pinguicula alpina*). Der Mehl-Primel ist es sogar möglich, im südlichen Alpenvorland natürlich waldfreie Braunmoos-Übergangsmoore zu besiedeln, in denen sie die Randzonen der Skorpionsmoos-Schlenken (= *Scorpidium scorpioides*) besiedelt. Diese Braunmoos-Übergangsmoore beziehen zwar im Vergleich zu den Hochmoorkomplexen hohe Mengen an gelöstem Ca^{2+} , sind jedoch -etwa verglichen mit Kalk-Hangquellmooren im selben Naturraum- keinesfalls als "kalkreich" zu bezeichnen.

Die weit überragende Zahl der Mehlprimel-Vorkommen in den Alpentälern und in den außeralpinen Räumen ist in (ehemals) streugennutzten Vegetationsbeständen mit Kleinseggenried-Struktur angesiedelt, wobei im Einzelfall *Schoenus ferrugineus*, *Carex davalliana* und -wie gesagt- *Trichophorum cespitosum* dominieren können. Auf Streufilzbildungen infolge Brache reagiert die Mehl-Primel in diesen Vegetationsbeständen hoch sensibel, sie ist dort stark pflegeabhängig. Ihre Rosettenblätter sind

bei zunehmender Streufilzbildung nicht mehr in der Lage, die Streufilzdecken zu überwachen; in brachgefallenen Kleinseggen- und Kopfbinsenriedern geht die Mehl-Primel deshalb binnen weniger Jahre rapide zurück. Umgekehrt reagiert *Primula farinosa* dankbar auf die Wiederaufnahme der Pflege: bei regelmäßig durchgeführter einschüriger Herbstmahd kann sich die Zahl der blühenden Pflanzen in wenigen Jahren vervielfachen (vgl. hierzu auch PHILIPPI 1990: 385).

Sehr empfindlich reagiert die Mehl-Primel auf Entwässerungen ihres Standorts: Basenmangel, Austrocknung, aber auch Veränderungen der Konkurrenzverhältnisse durch die Vitalisierung hochwüchsiger Arten (z.B. *Molinia caerulea*) führen zu ihrem Verschwinden.

Optimal für die Mehlprimel-Vorkommen der Kopfbinsen-, Haarbinsen- und Kleinseggenrieder als Pflegeregime ist sicher eine alljährliche Mahd, wobei die Mehl-Primel in sehr hoher Dichte auch in Streuwiesen zu beobachten ist, die zumindest gelegentlich schon im Spätsommer geschnitten werden.

***Sagina nodosa* - Knotiges Mastkraut**

Als eine Pflanzenart der Streuwiesen-Lebensräume, die in den letzten 150 Jahren wie kaum eine andere zurückgegangen ist, kann zweifellos das Knotige Mastkraut gelten. Noch um die Jahrhundertwende galt *Sagina nodosa* in Bayern als verbreitet, wenn auch nicht als häufig und besaß zahlreiche Wuchsorte (vgl. VOLLMANN 1914: 251; vgl. Abb.1/7, S. 65).

Heute verfügt das Knotige Mastkraut außerhalb des Alpenraums und des Voralpinen Hügel- und Moorlands anscheinend über keine Wuchsorte mehr. Auch im Alpenvorland und in den Alpentälern gehört *Sagina nodosa* mittlerweile zu den sehr seltenen Arten. Das Knotige Mastkraut muß inzwischen tatsächlich als vom Aussterben bedroht (Gef. Grad 1) eingestuft werden und nicht mehr "nur" als "stark gefährdet (Gef. Grad 2)" wie noch in der letzten Fassung der RL Bayern (SCHÖNFELDER 1986).

Gegenwärtig sind nicht einmal mehr 10 Wuchsorte dieser Caryophyllaceae in Bayern bekannt. Die Mehrzahl davon befindet sich im Ostallgäu, wo die Art nach 1985 noch an etwa gut einem halben Dutzend Stellen beobachtet wurde (DÖRR 1992, mdl.). Zuletzt im Jahr 1992 wurde *Sagina nodosa* dort noch bei Nesselwang an einem beweideten Quellmoorufer eines Weiheres sowie am Lechufer zwischen Lechbruck und Burggen registriert. Weiter östlich in der Region Oberland sind rezente Vorkommen nur noch in einem Bach-Quellmoor bei Etting im südlichen Lkr. Weilheim und an der Oberen Isar zwischen Wallgau und Vorderriß bekannt.

Nicht nur die Vorkommen an Isar und Lech, sondern auch die noch erhalten gebliebenen *Sagina*-Vorkommen in Niedermooresäumen auffällig häufig offene Wasserstellen. Im Benninger Ried(1) und in dem Bach-Quellmoor im südlichen Lkr. Weilheim(2) wächst das Knotige Mastkraut an den Randzonen der Quellaufbrüche (1) und an den Uferlinien seich-

ter Quellbäche(2). Der Wuchsort im Lkr. Weilheim wurde ebenso wie derjenige an dem Weiher bei Nesselwang durch Rinder beweidet. Nicht mehr oder nur selten vom Vieh betretene, gelegentlich überrieselte und nicht austrocknende Offenstellen sowohl auf torfigem Substrat als auch auf Ton- und Sand-schlickböden bilden die Wuchsorte dieser ausdauernden Caryophyllaceae.

Durch die übliche Herbstmahd als alleinige Pflegemaßnahme lassen sich *Sagina*-Wuchsorte in Streuwiesen-Lebensräumen auf Dauer sicher nicht erhalten. Der Viehtritt fördert durch Neuschaffung von Pionierstandorten zwar grundsätzlich das Knotige Mastkraut, kann aber bei zu großer Intensität und bei Dauerbelastung der Wuchsortbereiche dieser Pflanze mehr Schaden anrichten als Nutzen stiften. Möglicherweise würde es sich bewähren, Uferrandzonen (Fließ- und Stillgewässer) in Quellmooren mit *Sagina*-Vorkommen zwar grundsätzlich von der Beweidung auszunehmen, im unregelmäßigen Turnus jedoch das Vieh dort zur Tränke zu führen und so die Bewirtschaftungseinflüsse der früheren Triftweide nachzuahmen.

Es versteht sich von selbst, daß keine Veränderungen des Wasserhaushaltes vorgenommen werden dürfen, die das komplexe Standortgefüge des Wuchsortbereichs des Knotigen Mastkrauts zerstören würden.

In dem Bach-Quellmoor im südlichen Lkr. Weilheim kommt in enger Benachbarung des Knotigen Mastkrauts der Kriechende Sellerie (*Apium repens*) vor, der am Anfang dieses Kapitels besprochen wurde und sich durch eine ähnliche Standortökologie auszeichnet wie das Knotige Mastkraut. Vergesellschaftungen mit *Cyperus flavescens*, wie sie seinerzeit VOLLMAR (1947: 40ff.) für das Murnauer Moos beschrieb, konnte der Verfasser (QUINGER) für dieses Gebiet während der Jahre 1982-1986 nicht mehr bestätigen.

***Sedum villosum* - Sumpf-Fetthenne**

Einen Parallellfall für nahezu dasselbe Schicksal, das *Sagina nodosa* erlitt, stellt die Sumpf-Fetthenne dar. Diese kalkmeidende Fetthennen-Art kam früher zerstreut in Quellmooren, Quellfluren und Gräben der ostbayerischen Grenzgebirge, des Sandsteinkeupers, an kalkarmen Quellstandorten des Alpenvorlandes und der Alpentalräume vor und ist heute nur noch an einer Handvoll Stellen in Bayern in der Langen Rhön, im Vorderen Bayerischen Wald und im Ostallgäu erhalten. Einen Bericht über Zahl und Zustand der rezenten Fetthennen-Standorte in Bayern lieferte unlängst OTTO (1991: 38f.).

Die Sumpf-Fetthenne besiedelt in Quellfluren und in Quellmooren offene Pionierstandorte, wo die zu meist nur ein- bis zweijährige Art erfolgreich aufkeimen kann. Zudem benötigt *Sedum villosum* eine konstante quellige Durchnässung zum Gedeihen und hält keinen Wassermangel aus. Früher profitierten die Quellmoor-Vorkommen der Sumpf-Fetthenne mutmaßlich ebenso wie die Wuchsorte des Knotigen Mastkrauts (*Sagina nodosa*) von kurzzeitigen Beweidungen im unregelmäßigen Turnus, die zu

den erforderlichen Bodenöffnungen führten. Die Aufgabe der extensiven Weidenutzung in Verbindung mit hydrologischen Schädigungen der Wuchsortbereiche führte analog wie bei *Sagina nodosa* zu einem derart drastischen Rückgang der Sumpf-Fetthenne, daß heute akute Aussterbefahr für diese Fetthennen-Art in Bayern besteht.

Die Samenreife erreicht die im Juni/Juli blühende Art im August, so daß in diesem Sommermonat die größten Mengen an keimfähigem Samenmaterial zur gezielten Verbreitung zur Verfügung stehen. Zudem läßt sich die Sumpf-Fetthenne im zeitigen Frühjahr vermehren, in dem *Sedum villosum* Bruchäste bildet, die verschwemmt, aber auch per Hand auf geeignete Wuchsorte aufgebracht werden können (vgl. KEMPF 1985: 31).

Nach Pfliegerfahrungen im südlichen Thüringer Wald im Quellmoorkomplex "NSG Harzgrund" lassen sich nach KEMPF (1985; 1990, mdl.) für *Sedum villosum* durch das Anlegen nur wenige cm tiefer, diagonal zum Hang verlaufender Gräben neue Wuchsorte schaffen. Die Grabensohlen müssen konstant durchsickert werden, dürfen allerdings nur kurzzeitig überrieselt und keinesfalls langanhaltend überflutet werden. Im vorliegenden Fall wurden die Gräben in einem von *Juncus acutiflorus* dominierten Quellhang angelegt, in die Grabenwände Kerben eingeschnitten ("Seitentälchen"), die die Ansiedlungsmöglichkeiten der Art vergrößern. Anschließend wurde gebiets-autochthones Diasporenmaterial der Sumpf-Fetthenne auf den blanken, von Quellwasser durchsickerten und nach Regenfällen überrieselten Sohlen der Gräben und Seitengräben ausgebracht. Die Konkurrenz wurde durch manuelle Beseitigung kurzgehalten. Binnen weniger Jahre ließ sich der Rest-Ausgangsbestand von ca. 20 Pflanzen im NSG Harzgrund auf mehrere 100 Individuen steigern. Optimal entwickelt sich nach KEMPF *Sedum villosum* in etwa zwei Jahre alten Handgräben. Werden die Gräben sich selbst überlassen und die Pflege eingestellt (v.a. Beseitigung der Konkurrenz), so tritt nach KEMPF (1985: 36) nach etwa 3-5 Jahren bereits ein drastischer Rückgang der *Sedum*-Individuen ein. Nach 5 Jahren ungelenkter Entwicklung kann *Sedum villosum* auf dem vormals angelegten Wuchsort bereits wieder verschwunden sein (KEMPF 1985: 36).

***Spiranthes aestivalis* - Sommer-Drehwurz, Sommer-Schraubenstendel**

Zu den seltenen und vor allem standörtlich sehr anspruchsvollen Orchideen-Arten der Streuwiesen-Lebensräume gehört die Sommer-Drehwurz, die in Bayern nur im Voralpinen Hügel- und Moorland vorkommt (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 2458), nach der RL Bayern (SCHÖNFELDER 1986) als "stark gefährdet (Gef. Grad 2)", nach der RL BR Deutschland (KORNECK & SUKOPP 1988) als "vom Aussterben bedroht (Gef. Grad 1)" eingestuft ist. Auch im Voralpinen Hügel- und Moorland zeigt *Spiranthes aestivalis* weite Verbreitungslücken. Insgesamt verfügt die Sommer-Drehwurz im bayerischen Alpenvorland

über drei, weit voneinander entfernte Vorkommensbereiche, s. Abb.1/8, S. 69:

- 1) im Westallgäuer Hügelland im Lkr. Lindau;
- 2) im Ammer-Loisach-Hügelland im mittleren, südlichen und südöstlichen Lkr. Weilheim mit Vorkommen im Eberfinger Drumlinfeld, in den südlichen Ausläufern des Ammerseebeckens, am Südrand des Starnberger Sees, im Raum Antdorf/Penzberg sowie im Lkr. Wolfratshausen/Bad Tölz im Isartal unterhalb von Tölz;
- 3) im Inn-Chiemsee-Vorland im Rosenheimer Becken, in seenahen Quellriedern am Sims- und am Chiemsee.

Darüber hinaus kommt die Sommer-Drehwurz in Bayern noch in den Berchtesgadener Alpen vor.

Spiranthes aestivalis kann als Zeigerart für hydrologisch ungestörte Kalk-Quellmoore und Kalk-Quellrieder gelten. In Hangquellmooren bevorzugt die Art deutlich die Sicker- und Rieselbahnen der Quellwasserströme. Periodisch oberflächlich trockenfallende Quellkalke werden strikt gemieden. Auf Entwässerungen reagiert *Spiranthes aestivalis* extrem empfindlich, da bei einem solchen Eingriff die Sickerwasserströme, von deren konstantem Fließen die Existenz der Sommer-Drehwurz abhängt, verändert werden.

In heute geringfügig entwässerten *Schoenus ferrugineus*-Beständen südöstlich des Ammersees, in denen nach Frau EICKE-JENNE (1960: 483) die Sommer-Drehwurz in den 50er Jahren so häufig auftrat, daß sie für diesen Bereich eine *Spiranthes aestivalis*-Ausbildung ausschied, fehlt diese Art inzwischen vollständig.

Nahezu genauso anspruchsvoll hinsichtlich des Wasserhaushalts in Kalk-Quellmooren sind der **Langblättrige Sonnentau (*Drosera anglica*)** und die **Armlütige Sumpfbirse (*Eleocharis quinqueflora*)**. Im Unterschied zur thermophilen Sommer-Drehwurz, die kühle Nordexpositionen meidet, stellen absonnige Lagen für *Drosera anglica* und *Eleocharis quinqueflora* kein Problem dar. Zugleich sind *Drosera anglica* und *Eleocharis quinqueflora* in der Lage, die Braunmoos-Schlenken in Übergangsmoorkomplexen zu besiedeln, in denen *Spiranthes aestivalis* praktisch niemals zu beobachten ist. In diesem Punkt unterscheidet sich *Spiranthes aestivalis* übrigens markant von dem **Glanzkrout (*Liparis loeselii*)**, das ebenfalls in primär waldfreien Braunmoos-Übergangsmoorkomplexen des Alpenvorlandes gar nicht einmal selten vorkommt.

Die Sommer-Drehwurz ist in Bayern dagegen nahezu ausschließlich auf *Schoenus ferrugineus*-Bestände beschränkt, wobei ihr eine niedrige und lockerrasige Bestandesstruktur dieser Cyperaceae deutliche Vorteile für ihr eigenes Fortkommen bietet. Bereits geringfügige Eutrophierungen engen die Wuchsräume von *Spiranthes aestivalis* stark ein. Eine stärkere Wüchsigkeit und Dichte der *Schoenus*-Halme sowie das Eindringen und die Zunahme der mesotrophenten Stumpfbütigen Binse (*Juncus*

subnodulosus) setzen der Sommer-Drehwurz zu und führen zu ihrem Rückgang.

Durch die Pflege zahlreicher Kopfried-Quellmoore ließen sich die *Spiranthes aestivalis*-Bestände im Lkr. Weilheim an mehreren Stellen seit etwa 1985 deutlich anheben, in einigen Quellmooren sogar vervielfachen. Gemäht wurde jedes Jahr im Herbst mit leichten Einachsmähern, in den engeren Wuchsortbereichen oft auch mit der Motorsense, um die empfindlichen Sickerwasserkomplexe, in denen *Spiranthes aestivalis* gedeiht, möglichst wenig mechanisch zu belasten und morphologisch zu verformen.

***Succisa inflexa* - Östlicher Teufelsabbiß**

Zu den seltensten Streuwiesenpflanzen Bayerns zählt der Östliche Teufelsabbiß, der in diesem Bundesland ebenso wie in der gesamten BRD bisher nur im Rosenheimer Becken und in den Chiemseeriedern festgestellt wurde. Auch global gesehen verfügt *Succisa inflexa* nur über ein relativ kleines, stark disjunktes Areal mit Vorkommensschwerpunkten in der westlichen ungarischen Tiefebene, am südöstlichen Alpenrand sowie in Weißrußland. In Bayern galt *Succisa inflexa* bereits als längst ausgestorben (vgl. SCHÖNFELDER 1986: 22), bevor die Art von ZAHLHEIMER (1986: 57ff.) in den Innauen nördlich von Rosenheim wieder entdeckt wurde. Nach ZAHLHEIMER wächst der Östliche Teufelsabbiß an diesem Wuchsort in einer seichten, zeitweise vernähten Senke in einer Pflanzengemeinschaft, die sich als Übergangsbstand Davallseggen-Pfeifengraswiese zu Kohldistelwiese ansprechen läßt.

In den Chiemseeriedern förderte die gezielte Nachsuche zahlreiche weitere Wuchsorte in Seeriedstreuweisen vor allem im Bereich des südlichen Seeufers zutage. Der Östliche Teufelsabbiß tritt am Chiemsee nach eigenen Beobachtungen hauptsächlich in periodisch vom Seewasser überschwemmt, meso- bis eutrophen Steifseggen-Streuweisen auf und gedeiht dort auf basenreichen (wenn auch nicht ausgesprochen kalkreichen), stark mit Mineralstoffen durchschlämmten, anmoorigen bis moorigen Böden, wobei die Art auffällig massiert am Rande von Flutmulden und Flutrinnen anzutreffen ist. In Begleitung von *Succisa inflexa* findet sich fast immer *Thalictrum flavum*, häufig sind dort auch *Senecio paludosus*, *Iris sibirica*, gelegentlich auch *Lathyrus palustris* anzutreffen. Auf die recht reichliche Nährstoffversorgung der Wuchsorte des Östlichen Teufelsabbißes deuten *Lysimachia vulgaris* und *Lythrum salicaria* hin, die ebenfalls häufig mit *Succisa inflexa* vergesellschaftet sind.

Succisa inflexa profitiert deutlich von Bodenöffnungen, die auf Überschwemmungen oder auf Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen sind. Mittels seiner Ausläufer ist der Östliche Teufelsabbiß in der Lage, auf geöffnete Bodenstellen rasch vorzustoßen; zudem dürfte er dort auch bessere Chancen haben, erfolgreich auszukeimen. Der Östliche Teufelsabbiß ist an den bekannten Wuchsorten anscheinend stark bewirtschaftungsabhängig und wird durch Streunutzung der Seeriedwiesen stark gefördert. Im Brachefall würden die *Succisa*-Wuchsorte

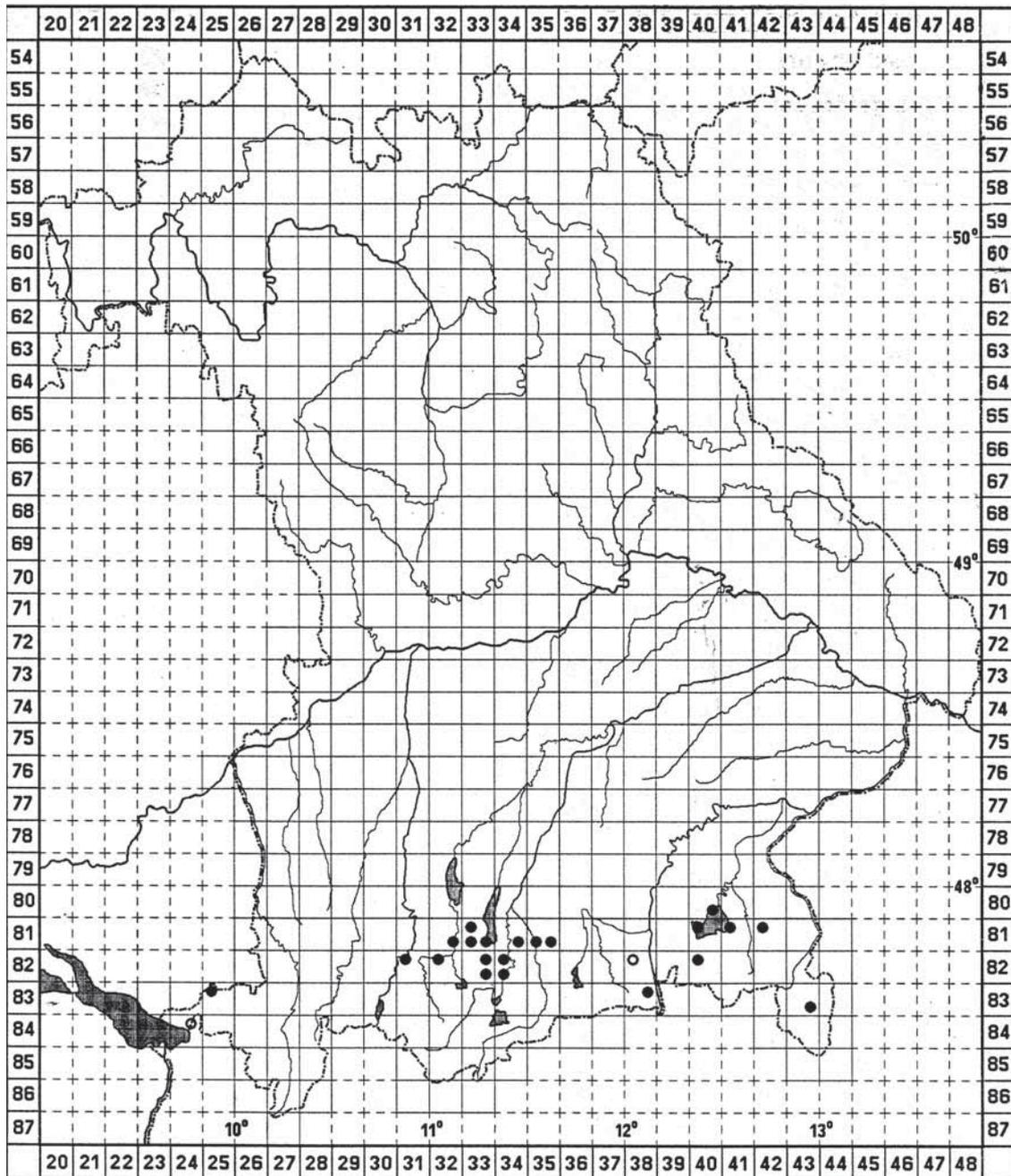


Abbildung 1/8

Aktuelle Verbreitung der Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) in Bayern nach GÖSSMANN & WUCHERPENNIG (1992:125). Erfasst sind nur nach 1980 bestätigte Fundorte. Die Verbreitungskarte macht die Verantwortung der Lkr. WM, TÖL, RO und TS für die Erhaltung der bundesweit vom Aussterben bedrohten (Gef. Grad 1) (vgl. SUKOPP & KORNECK 1988) Art deutlich.

rasch verschilfen, außerdem die Wuchshöhe der Steif-Segge zunehmen, so daß ein verstärkter Konkurrenzdruck mutmaßlich zu einem Rückgang des Östlichen Teufelsabbisses führen würde.

Da *Succisa inflexa* erst im August blüht und vermutlich nicht vor Mitte bis Ende September zur Frucht-reife gelangt, dürften erst Mahdschnitte, die nach dem 15. Oktober erfolgen, das Aussamen und somit eine generative Fortpflanzung der Art gewährleisten.

***Viola elatior* - Hohes Veilchen und *Viola pumila* - Niedriges Veilchen**

In den Stromtalwiesen im Schweinfurter Trocken- gebiet, entlang der Donau, der Unteren Isar und des Unteren Lechs (vgl. HIEMEYER 1978: 116) waren früher das Hohe und das Niedrige Veilchen verbreitet; *Viola elatior* kam auch entlang der Amper an einigen Stellen vor (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990: Karten-Nr. 1065 u. 1066). Heute sind die Restbestände dieser Arten in Bayern derart

zusammengeschrumpft, daß nach der RL Bayern (SCHÖNFELDER 1986) *Viola elatior* als "stark gefährdet", *Viola pumila* als "vom Aussterben bedroht" gelten muß. Für das Niedrige Veilchen besteht die ernste Gefahr, der einheimischen Flora verloren zu gehen. Noch in den 50er Jahren war das Niedrige Veilchen offenbar in den Pfeifengraswiesen der Unkenbachniederung gar nicht selten (vgl. hierzu GAUCKLER 1957: 28ff., KORNECK 1962: 181ff.), heute existiert dort nur noch ein Restbestand an einem Grabenrand. Ein weiteres Restvorkommen von *Viola pumila* gibt es in Bayern im Isarmündungsgebiet an einer Stelle, die durch eine Abräumung der aufkommenden Weidensträucher (hauptsächlich *Salix purpurea*) geöffnet wurde, woraufhin sich der Bestand dieses Veilchens wieder deutlich erholte (GAGGERMEIER 1989, mdl.).

Noch nicht ähnlich am seidenen Faden hängend wie bei *Viola pumila* präsentieren sich die Bestände des Hohen Veilchens, das an Gebüschsäumen entlang von Restzwickeln von Pfeifengraswiesen und in feuchtwiesenartigen Vegetationsbeständen an der Amper, am Lech und an der Donau noch an mehreren Stellen vorkommt. Die klassischen Stromtal-Flutstreuwiesenstandorte sind auch bei dieser Art heute weitgehend zerstört. *Viola elatior* läßt sich heute v.a. an Stellen beobachten, die sich durch leichte Bodenstörungen und Ruderalisierungen auszeichnen, wie es etwa bei Wegrändern der Fall ist.

Letzte ansehnliche Reste von Stromtal-Pfeifengraswiesen mit Vorkommen dieser Veilchen-Arten lassen sich heute in Süddeutschland nur noch im Oberrheingebiet zwischen Karlsruhe und Mannheim (auf der badischen und der pfälzischen Seite) beobachten. *Viola pumila* gedeiht dort in lückigen, wechselfrischen, gelegentlich überfluteten Wiesen, die dem MOLINION zugeordnet werden können (vgl. QUINGER 1990: 98).

1.4.2.2 Moose

Die Streuwiesen gehören zu den wenigen Lebensräumen innerhalb der vom LPK behandelten Lebensraumtypen, in denen die Moose aus einer Nebenrolle heraustreten und ganz erheblich die Vegetationsdynamik mitbestimmen können. Dies gilt insbesondere für die Streuwiesen-Lebensräume, die aufgrund der Niederschlags- und Substratverhältnisse den Torfmoosen gute Entfaltungsmöglichkeiten bieten. In Übergangs- und hochmoorartigen Streuwiesen-Lebensräumen kann zumindest bei Brache die Vegetationsentwicklung so stark von einigen Moosarten gesteuert werden, daß den Gefäßpflanzen bei diesen Prozessen nur eine völlig untergeordnete Rolle verbleibt. Den "verhochmoorenden" (vgl. RINGLER 1977) Streuwiesenbrachen bleiben nur die Gefäßpflanzen erhalten, die innerhalb der emporwachsenden Torfmoosdecken ihre Sproßscheitel nach oben verlegen können und mit der starken Versauerung, der Mineral- und Nährstoffverarmung des Standorts zurecht kommen.

Zumindest tiefwurzelnde Gefäßpflanzen können sich die Mineralstoffdepots tieferer Bodenschichten zunutze machen, während diese den Moosen nicht

mehr zugänglich sind. Ebenso wirken sich Unterschiede im Wasserhaushalt, die nur die obersten Bodenschichten betreffen, bei weitem nicht so stark auf die Gefäßpflanzen-Flora als auf die Bryoflora aus, die praktisch ausschließlich von den Wasserverhältnissen über und knapp unter der Bodenoberfläche bzw. vom Regenwasser abhängig ist.

Gradienten im Wasserhaushalt, im Mineralstoff- und auch im Nährstoffhaushalt werden in Streuwiesen-Lebensräumen von der Mooschicht viel präziser, oft metergenau angezeigt als von den Gefäßpflanzen. Vor allem in ausgesprochen oligotrophen Streuwiesen-Lebensräumen erlaubt die Moosvegetation im einzelnen genaue Aussagen über standörtliche Unterschiede wie abnehmende oder zunehmende Ca^{2+} -Gehalte im Moorbodenwasser, wechselnde Nässeintensitäten und auftretende Nässeschwankungen.

Wichtige Beiträge zur standörtlichen Einnischung von verschiedenen Moosarten in Streu- und Moorwiesen lieferten insbesondere PAUL & LUTZ (1941), POELT (1954), BRAUN (1968/1970/1983), DIERSSEN & DIERSSEN (1984) und für den Hoch- und Übergangsmoorbereich auch KAULE (1971/1974). Unter Auswertung dieser Literatur und von eigenen Beobachtungen werden nachfolgend einige Moosgruppen zusammengestellt, die für bestimmte Standortkonfigurationen bezeichnend sind (Kap. 1.4.2.2.1, S. 70). Danach werden noch einige für den Artenschutz und die Pflegeplanung besonders wichtige Moosarten gesondert besprochen (Kap. 1.4.2.2.2, S. 73).

Die Nomenklatur der Moose richtet sich in diesem Band nach FRAHM & FREY (1983).

1.4.2.2.1 Für bestimmte Standort-Konfigurationen in Streuwiesen-Lebensräumen charakteristische Artengruppen

Zunächst werden basenreiche (I) und basenarme (II) Streuwiesen-Lebensräume, anschließend Übergangsmoor- und hochmoorartige (III) Streuwiesen-Lebensräume behandelt.

I) Basenreiche Streuwiesen-Lebensräume

1) Arten der basenreichen (zumeist kalkreichen) Quellmoore, Quellsümpfe und nasser, kalkreicher Pfeifengraswiesen (*Drepanocladus revolvens* s.l. - Gruppe)

An kalkreichen, oligotrophen Standorten ist der "*Drepanocladus intermedius*-Verein" (vgl. POELT 1954: 34f., BRAUN 1968: 112ff.) verbreitet, der in Kalk-Quellmooren und Kalk-Kleinseggenriedern (CARICION DAVALLIANAE-Ges.) gedeiht. Er besiedelt zumeist mäßig nasse bis nasse Stellen. Standorte mit ganzjährigen Bodenwasserständen über Flur werden gemieden. Die Moose dieser Gruppe kommen natürlicherweise hauptsächlich in Braunmoos-Übergangsmooren an Schlenkenrändern vor. Die mit einem (S) versehenen Moosarten sind in Braunmoos-Übergangsmooren und in nassen Quellmooren

ren selten, bevorzugen statt dessen mäßig nasse bis feuchte streuwiesenartige Vegetationsbestände.

Die mit einem Stern* gekennzeichneten Arten sind äußerst selten und vom Aussterben bedroht, kommen fast nur in natürlichen basenreichen Quellmoorstandorten in Gebirgslage (Chiemgauer Alpen, Oberallgäuer Alpen und Ammergauer Alpen, große Quellaufstöße in Mooren am Alpenrand wie Murnauer Moos) vor und gelten als Glazialrelikte. Außerhalb von Bayern gibt es in der BR Deutschland von diesen Arten so gut wie keine Vorkommen mehr. *Paludella squarrosa* ist nicht kalkbedürftig und kommt auch an kalkarmen Stellen vor, die jedoch eine gute Basenversorgung aufweisen müssen und allenfalls schwach sauer sein dürfen (nicht pH = 6).

- *Campylium stellatum*, *Cinclidium stygium**, *Dicranum bonjeanii* (S), *Drepanocladus revolvens*, *Drepanocladus intermedius*, *Fissidens adianthoides* (S), *Homalothecium nitens* (bereits relativ trockene Standorte!), *Riccardia pinguis* (Lebermoos).

2) Moosarten der Kalk-Halbtrockenrasen in Streuwiesen-Lebensräumen (*Rhytidium rugosum*-Gruppe)

Moose der Kalk-Halbtrockenrasen kommen in Quellmooren vor allem an Stellen vor, wo die Quellkalke etwas trocken gefallen sind (was auf natürliche Weise geschehen kann), ebenso in wechselfrischen bis wechselfeuchten Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen auf sehr kalkreichem Substrat (z.B. praealpine Flußschotter).

- *Abietinella abietina*, *Ctenidium molluscum*, *Rhytidium rugosum*, *Entodon orthocarpus*, *Thuidium philiberti*.

3) Moosarten der Kalk-Quellen und der Kalksinter-Standorte (*Cratoneurum commutatum*-Gruppe)

Auf Kalk-Quellen und Kalksinter-Standorte innerhalb von Streuwiesen-Lebensräumen sind die Arten der *Cratoneurum*-Gruppe beschränkt; Quellmoor-Standorte werden von diesen Arten nicht besiedelt. *Catoscopium nigratum* tritt nur in den Alpen häufiger auf. Außerhalb des Alpenraumes ist es äußerst selten (vgl. Kap. 1.4.2.2.2, S. 73).

- *Catoscopium nigratum*, *Cratoneurum commutatum*, *Cratoneurum filicinum*, *Eucladium verticillatum*.

4) Moosarten stark schüttender Quellkomplexe und schwach eutrophierter Kalk-Kleinseggenrieder (*Bryum pseudotriquetrum*-Gruppe)

Oft eng verzahnt mit der *Cratoneurum*-Gruppe ist die *Bryum pseudotriquetrum*-Gruppe, die allerdings im Unterschied zu dieser Gruppe ohne Schwierigkeiten auf Moorstandorte vorzustoßen vermag. Die

Bryum pseudotriquetrum - Gruppe markiert stark schüttende Quellfüren. Ursache für dieses Verhalten scheint ein etwas erhöhter Nährstoffbedarf gegenüber der *Drepanocladus revolvens*-Gruppe zu sein, da die Vertreter dieser Gruppe auch für schwach aufgedüngte, nasse Kleinseggenrieder und Bestände der Stumpfbütigen Binse (*Juncus subnodulosus*) typisch sind.

- *Bryum pseudotriquetrum*, *Plagiomnium elatum*, *Philonotis calcarea*.

5) Moosarten feuchtwiesenartiger Ausbildungen (*Calliergonella cuspidata*-Gruppe)

Eindeutig einen mesotraphenten Charakter haben einige Moosarten, die ihren Schwerpunkt in feuchtwiesenartigen Vegetationsbeständen innehaben. Die namengebende *Calliergonella cuspidata* (= *Acrocladium cuspidatum*) hält große Nässe aus und kommt auch im mesotrophen bis mäßig eutrophen MAGNOCARICION vor. *Calliergon giganteum* ist für relativ nährstoffreiche Braunmoos-Schlenken sowie lockere mesotrophe Großseggenrieder kennzeichnend.

- *Calliergon giganteum*, *Calliergonella cuspidata*, *Climacium dendroides*, *Thuidium delicatulum*.

6) Arten karbonatreicher, oligotropher Schlenken und ganzjährig überstauter Standorte in Streuwiesen-Lebensräumen (*Scorpidium scorpioides*-Gruppe)

In den Schlenken sehr nasser, oligotropher Kalk-Quellmoore und Kalk-Quellsümpfe (zumeist an ebenen Stellen) sowie in den Schlenken von Braunmoos-Übergangsmooren kommt eine Artengruppe vor, die nur Standorte besiedelt, die praktisch ganzjährig überstaut sind und niemals austrocknen. Auf geringfügige Entwässerungen reagiert diese Artengruppe extrem empfindlich; ebenso auf Eutrophierungen, die im Standortbereich der *Scorpidium scorpioides*-Gruppe Veralgungen verursachen kann. Diese Veralgungen können nach Eigenbeobachtungen im Hohenboigenmoos (= Nordwest-Teil des Murnauer Moooses) zum Verschwinden dieser Moosgruppe führen. In nassen oligotrophen Steifseggenriedern kann das namengebende Skorpionsmoos flächig auftreten ("SCORPIDIO-CARICETUM DISSOLUTAE" nach BRAUN 1968: 29ff.). In Kalk-Quellkreideschlenken wird diese Artengruppe durch einige *Chara*-Arten (= Armleuchter-Algen) ergänzt, dafür fällt dort *Calliergon trifarium* aus. Der *Scorpidium scorpioides*-Gruppe kann der Mittlere Wasserschlauch zugerechnet werden, der praktisch ausschließlich in *Scorpidium*-Rasen vorkommt und sich aus diesem nicht emporhebt. Alle Vertreter der *Scorpidium scorpioides*-Gruppe stehen auf der Roten Liste der Moose für die BR Deutschland (vgl. PHILIPPI 1984)*, *Calliergon turgescens* ist mittler-

* Für Bayern gibt es bis heute keine Rote Liste zu den Moosen.

weile extrem selten geworden und akut vom Aussterben bedroht.

- *Calliargon trifarium*, *Calliargon turgescens*, *Riccardia pinguis*, *Scorpidium scorpioides*, *Sphagnum contortum* (v.a. an Schlenkenrändern), *Utricularia intermedia*; in Quellkreide-Schlenken *Chara*-Arten.

7) Arten basenreicher Kleinseggenried- und nasser Pfeifengraswiesenbrachen im Alpenrandbereich (*Sphagnum warnstorffii*-Gruppe)

Insbesondere am Alpenrandbereich kommen in brachgelegten oder zumindest nicht jedes Jahr gemähten Kleinseggenried- und nassen Pfeifengraswiesen-Beständen stark minerotraphente Torfmoosarten zur Geltung, die bei regelmäßiger Mahd deutlich zurückgehen. Die Vermoosung mit diesen *Sphagnum*-Arten ereignet sich im Voralpinen Hügel- und Moorland in auffälliger Weise nur in alpennahen Streuwiesen-Lebensräumen. Den Torfmoosrasen sind einige charakteristische Laubmoosarten beigemischt.

- *Calliargon stramineum*, *Homalothecium nitens*, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum teres*, *Sphagnum warnstorffii*.

8) Basenreiche Schwingdecken-Übergangsmoorkomplexe (*Sphagnum obtusum*-Gruppe)

Auf basenreiche, oft nur mäßig kalkreiche, jedoch höchstens +/- schwach saure Übergangsmoos-Schwingdeckenrasen ist im wesentlichen die *Sphagnum obtusum*-Artengruppe beschränkt. Innerhalb von Streuwiesen-Lebensräumen handelt es sich zwar nicht um pflegebedürftige, nichtsdestoweniger jedoch um hoch schutzbedürftige Einheiten. Weiträumige Sicherung des Wasserhaushalts und Schutz vor Eutrophierungen (Pufferung!) sind für das Fortbestehen dieser Artengruppe, die sich durchweg aus stark gefährdeten oder mittlerweile sogar akut vom Aussterben bedrohten (*Meesia triquetra*) Moosarten zusammensetzt, existentiell notwendig. Gelegentlich lassen sich die Arten dieser Gruppe auch in streugennutzten Vegetationsbeständen nachweisen (vgl. BRAUN 1983: 200).

- *Drepanocladus vernicosus*, *Meesia triquetra*, *Sphagnum obtusum*.

II) Basenarme Streuwiesen-Lebensräume

In kalkarmen, nur mäßig basenreichen Streuwiesen-Lebensräumen der ostbayerischen Grenzgebirge, aber auch über kalkarmen Molassegesteinen des südwestlichen Alpenvorlands und der Oberallgäuer Alpen bestimmen Moossynusien das Bild, die sich von denen der basenreichen Streuwiesen-Lebensräume stark unterscheiden. Einige der nachfolgend aufgeführten Arten kommen auch in Streuwiesen-Lebensräumen basenreicher Naturräume vor, sind dort aber auf basenarme Standorte in Übergangsmoorkomplexen beschränkt.

1) Moosarten der kalkarmen Quellmoore und kalkarmen Kleinseggenrieder (= *Sphagnum recurvum* agg. - Gruppe)

Kalkarme Kleinseggenrieder und Quellmoore zeichnen sich zumeist durch einige minerotraphente, jedoch kalkmeidende Torfmoosarten aus. Das Schwergewicht fällt den Kleinarten des *Sphagnum recurvum*-Aggregates zu. An quelligen Stellen kommen verstärkt Laubmoosarten zur Geltung.

- *Aulacomnium palustre*, *Drepanocladus exannulatus*, *Philonotis fontana*, *Polytrichum commune*, *Sphagnum auriculatum*, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum recurvum* agg. (= *S. angustifolium*, *S. fallax*, *S. flexuosum*), *Sphagnum subsecundum*.

2) Arten basenarmer Pfeifengraswiesen (*Pleurozium schreberi*-Gruppe)

Die *Pleurozium schreberi*-Gruppe kennzeichnet basenarme, nur mäßig nasse, oft recht saure (pH-Werte um 4-5,5) Pfeifengraswiesen. Insbesondere auf Torfstandorten treten zumeist einige azidophile Torfmoosarten hinzu.

- *Dicranum polysetum*, *Hylacomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Polytrichum strictum*, *Rhytidiadelphus triquetrus*, *Sphagnum nemoreum*.

3) Moosarten zu basenarmen Feuchtwiesen überleitender Streuwiesen (*Philonotis cespitosa*-Gruppe)

Die *Philonotis cespitosa*-Gruppe ist für feuchte bis (mäßig) nasse Streuwiesen charakteristisch, die schwach angedüngt sind und bereits zu den Feuchtwiesen überleiten. Das Bild beherrschen *Philonotis*-, *Calliargon*- und *Mnium*-Arten, die auch an stark quelligen Stellen auftreten.

- *Calliargon cordifolium* (nasse Stellen!), *Philonotis cespitosa*, *Philonotis fontana*, *Rhizomnium punctatum*.

III) Moosarten übergangs- und hochmoorartiger Streuwiesen-Lebensräume

Hoch- und übergangsmoorartige Streuwiesen-Lebensräume zeichnen sich durch das Auftreten der ombrotrophenten Hochmoorsphagnen aus (vgl. Gruppe 1) und sind zumeist auf Sphagnumtorfen anzutreffen. Früher intensiv streugennutzte Flurbirke im Hoch- und Übergangsmoorbereich sind zu diesem Zweck häufig entwässert worden.

1) Arten der Hochmoore (*Sphagnum magellanicum*-Gruppe)

Die ombrotrophenten Torfmoosarten sind im gemäßigten Eurasien die einzigen Pflanzenarten, die Hochmoorbildungen (= Entstehung ausschließlich vom Regenwasser gespeister Moorstandorte, vgl. DU RIETZ 1954: 571ff.) verursachen können (vgl. hierzu OVERBECK 1975). Die wichtigste torfbildende *Sphagnum*-Art der Hochmoore ist *Sphagnum magellanicum*, die wir deshalb zur Namensgebung dieser Gruppe herangezogen haben. Sie bildet in erster Linie die "Rote Torfmoos-Gesellschaft", der auch einige Laubmoosarten (*Dicranum undulatum*,

Polytrichum strictum) mit hoher Stetigkeit angehören.

Die Hochmoorarten der Roten Torfmoos-Gesellschaft eignen sich zur Abgrenzung der Nieder- von den Übergangsmoorkomplexen. Das Vorkommen der die Hochmoorbildung induzierenden Torfmoosarten in einem Moorkomplex verleiht diesem Übergangscharakter zwischen Nieder- und Hochmoor, macht ihn somit zum Übergangsmoorkomplex. Der Übergangscharakter bleibt solange erhalten, als sich minerotraphente Pflanzenarten und somit Grundwassereinflüsse auf die Vegetation nachweisen lassen (vgl. DU RIETZ 1954: 573ff.). Streuwiesen und Streuwiesen-Brachen können nach diesem Verständnis nur als Übergangs- oder hochmoorartig bezeichnet werden, wenn sich in ihnen die *Sphagnum magellanicum*-Gruppe nachweisen läßt. Eng verwoben unter den Gefäßpflanzen mit der Roten Torfmoos-Gesellschaft sind insbesondere *Andromeda polifolia* und *Oxycoccus palustris* (= *Vaccinium oxycoccus*).

- *Dicranum undulatum*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum fuscum* (slt.), *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum rubellum*.

2) Arten nasser, pseudohochmoorartiger, streugennutzter Moorstandorte (*Sphagnum papillosum*-Gruppe)

In nassen, aber auch zugleich sehr mineralstoffarmen, streugennutzten Übergangsmoor-Standorten lassen sich neben den Arten der *Sphagnum magellanicum*-Gruppe die Arten der *Sphagnum papillosum*-Gruppe feststellen, die deutlich nassere Stellen bevorzugen. Die Rolle des Aspektbildners kann in derartigen streugennutzten Flächen *Molinia caerulea*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata* und *C. lasiocarpa* zufallen. Eine sehr seltene, in pseudohochmoorartigen, streugennutzten Moosstandorten auftretende Torfmoosart ist das ozeanische *Sphagnum imbricatum*, von dem Vorkommen im südöstlichen Tertiärhügelland bekannt wurden (vgl. STEIN 1989: 51).

- *Drepanocladus fluitans* und *Sphagnum cuspidatum* (beide meist sehr spärlich in streugennutzten Moorteilen) *Sphagnum fallax*, *Sphagnum majus* (zumeist nur in montanen und hochmontanen, niederschlagsreichen Lagen), *Sphagnum papillosum*.

3) Arten nasser, streugennutzter Übergangsmoorstandorte auf verdichteten Torfen (*Sphagnum tenellum*-Gruppe und *Sphagnum subnitens*-Gruppe)

In Übergangsmoor-Stillstandskomplexen mit lokaler Pfeifengras-, Haarbinsen- und Schnabelried-Faziesbildungen, die beispielsweise im Murnauer Moos bis in die frühe Nachkriegszeit noch regelmäßig streugennutzt wurden, tritt die *Sphagnum tenellum*-Gruppe auf. Im hochmontanen Bereich ist das Zarte Torfmoos gewöhnlich mit *Sphagnum compactum* vergesellschaftet. An deutlich mit Basen versorgten Standorten bestimmen *Sphagnum subnitens* und *Sphagnum centrale* das Bild, die im Gegen-

satz zu *Sphagnum tenellum* eindeutig minerotraphent sind.

- vorwiegend an sauren, basenarmen Standorten: *Sphagnum compactum*, *Sphagnum tenellum*.
- nur an zumindest mäßig basenreichen Standorten: *Sphagnum centrale*, *Sphagnum subnitens*.

4) Nasse, zum Niedermoor überleitende, streugennutzte Übergangsmoorkomplexe (*Sphagnum subsecundum*-Gruppe)

Nur bei einer noch deutlichen, im Vergleich zu den Standortverhältnissen in Hochmoorkomplexen weit höheren Mineralstoffversorgung der Kryptogamenschicht lassen sich die Arten der *Sphagnum subsecundum*-Gruppe nachweisen. Die mit einem Stern* markierte Art ist (sehr) selten und tritt nur in schlenkenartigen Vertiefungen auf.

- *Calliergon stramineum*, *Drepanocladus exannulatus*, *Sphagnum flexuosum*, *Sphagnum platyphyllum**, *Sphagnum subsecundum*.

1.4.2.2 Naturschutz- und pflegerelevante Eigenschaften einiger ausgewählter Moosarten der Streuwiesen-Lebensräume

Nachfolgend wird eine Auswahl von Moosarten zusammengestellt, deren Vorkommen in einem Streuwiesen-Lebensraum die Zielaussagen der Schutzkonzeptionen ganz erheblich mitbestimmen können.

Catoscopium nigratum (Hedw.) Brid.

Moosart, die ausschließlich in primären Kalk-Quellmooren an Quellaufbrüchen und an beständig überrieselten Sinterbänken vorkommt. Im Alpenvorland stellt das Benninger Ried bei Memmingen den einzigen bekannten Quellmoorstandort dar. In den Talräumen des Werdenfeller Landes besiedelt die Art an einigen Stellen Hangquellsümpfe in lichten Schneeheide-Kiefernwäldern (z.B. am Heuberg bei Farchant).

Catoscopium nigratum läßt sich nur erhalten, wenn der Gebietswasserhaushalt, das trophische Niveau sowie die Belichtungsgrade des Wuchsortbereichs erhalten bleiben. Schutzwald-Sanierungsversuche an Quellmoorstandorten mit *Catoscopium*-Vorkommen führen infolge der Standortveränderungen (Veränderungen des Wasserhaushalts durch Verbau, Beschattung) zwangsläufig zum Verschwinden dieser Moosart. Unterhalb der alpinen Stufe ist *Catoscopium nigratum* in Bayern zumindest vom Aussterben bedroht.

Cinclidium stygium Sw.

Das zu den Mniaceen gehörige, sehr selten gewordene und vom Aussterben bedrohte *Cinclidium stygium* gedeiht in quelligen, kühl-stenothermen Moorkomplexen und wird ebenso wie *Meesia triquetra* und *Paludella squarrosa* zu den Glazialrelikten gerechnet. Seine Vorkommensschwerpunkte besitzt *Cinclidium* in quelligen Braunmoos-Übergangsmooren, am Rande von Quellaufbrüchen, im

Gebirge auch in hydrologisch ungestörten Quellhangmooren, wo die Art basenreiche Standorte bevorzugt, die nur mäßig kalkreich sind. Die Vorkommen in den Gebirgsmooren sind häufig pflegeabhängig und bedürfen der Mahd.

Von der Erhaltung der hydrologischen und trophischen Unversehrtheit der Moorkomplexe, in denen *Cinclidium stygium* vorkommt, ist das Fortbestehen dieser hochempfindlichen Art abhängig. Die wohl bedeutendsten Bestände Deutschlands von *Cinclidium* befinden sich im zentralen Murnauer Moos (hier nicht pflegeabhängig) und in Hangquellmoor-Abschnitten des Röthelmooses bei Ruhpolding westlich-hangaufwärts der nach Süden verlaufenden und das Moorgebiet durchschneidenden Forststraße. Über weitere hervorhebenswerte Vorkommen verfügen ein Hangquellmoor unweit des Wildseefilzes im Gemeindebereich Wildsteig (Lkr. WM) sowie die Braunmoos-Übergangsmoore westlich des Elbsees bei Marktoberdorf (Lkr. OAL).

***Meesia triquetra* Angstr.**

Heute sehr selten gewordene und akut vom Aussterben bedrohte Moosart in kühl-stenothermen Schwingdecken-Übergangsmoorkomplexen in Seebeckenmooren (z.B. Murnauer Moos), in Toteiskesselmooren (Seeg/OAL), in Karmooren (Kronwinklmoos/OAL), nur ausnahmsweise in Vermoorungen der Grundmoräne (z.B. in Mooren des Kerschbacher Forsts/WM und des Sulzschneider Forsts/OAL). *Meesia triquetra* ist gegen hydrologische Veränderungen und gegen Eutrophierungen extrem empfindlich. Die Schwingdeckenmoor-Vorkommen von *Meesia* sind natürlich und nicht pflegebedürftig. Nicht selten wird die Vergesellschaftung mit *Carex heleonastes* beobachtet (vgl. hierzu auch BRAUN 1968: 41f.).

Im Murnauer Moos und im Ettaler Weidmoos ist *Meesia triquetra* auch in streugennutzten Vegetationsbeständen gefunden worden (BRAUN 1983: 200). *Meesia triquetra* wird im südlichen Mitteleuropa zu den Glazialrelikten gerechnet (vgl. RYBNICEK 1966: 112ff., BRAUN 1968: 41), da zwischen den praealpinen Vorkommen und dem Hauptareal im nördlichen Europa eine breite Areallücke klafft.

***Paludella squarrosa* (Hedw.) Brid.**

Extrem selten gewordene und akut vom Aussterben bedrohte Moosart in moosreichen, ehemals streugennutzten Kleinseggenriedern. Gegenwärtig sind nur noch einige Vorkommen in hochmontaner Lage in den Oberallgäuer Alpen (Moore am Engenkopf bei Oberstdorf, Straußbergmoos bei Hindelang) und in montanen Lagen des Bayerischen Waldes bekannt. Frühere Vorkommen im Murnauer Moos (vgl. VOLLMAR 1947:34) konnten in jüngerer Zeit nicht mehr bestätigt werden, ebenso ist die Art in der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte in den letzten Jahren nicht mehr gefunden worden, wo sie Anfang der 60er Jahre (RINGLER 1992, mdl.) noch beobachtet wurde. Einige schmerzliche Verluste ereigneten sich erst in der jüngsten Vergangenheit. Mitte der 80er Jahre wurde das Rehmadsmoos bei Gunzesried (Lkr.

OA) im Oberallgäu durch Entwässerung schwer geschädigt, woraufhin die dort angesiedelte, große Population von *Paludella squarrosa* spurlos verschwand.

Die Art gedeiht gern in Vergesellschaftung mit *Sphagnum warnstorffii* und *Homalothecium nitens* und ist nicht selten in den Beständen boreal-kontinentaler Kleinseggen wie *Carex dioica*, *Carex chorrohiza* und *Carex heleonastes*. Bevorzugter Wuchsorbereich in den Gebirgsmooren sind Durchströmungsbahnen des Quellwassers in einer Zone, in der die Moospolster beständig durchsickert werden. Die noch erhaltenen Oberallgäuer Vorkommen sind schwach pflegeabhängig. Entscheidend für den Fortbestand der Art ist die Aufrechterhaltung der Ungestörtheit des gesamten Moorwasserhaushaltes und die Fernhaltung von Eutrophierungen.

***Scorpidium scorpioides* (Hedw.) Limpr. - Skorpionsmoos**

Das Skorpionsmoos ist kennzeichnend für mehr oder weniger stark kalkbeeinflusste, sehr nasse Braunmoos-Übergangsmoorkomplexe, für kalk-oligotrophe Faden- und Steifseggenried-Bestände und Quellkreideschlenken in sehr nassen Partien von Kalk-Quellmooren und Kalk-Quellsümpfen. Moorkomplexe mit *Scorpidium*-Schlenken sind zumeist nicht pflegeabhängig. Pflegemaßnahmen sind überflüssig und können mehr Schaden anrichten als Nutzen stiften (zum Beispiel bei morphologischer Verformung des Quellmoorreliefs).

Moorkomplexe mit *Scorpidium*-Schlenken können allerdings ihre Wertigkeit nur bei Fortbestehen vollkommener hydrologischer Unversehrtheit und der Beibehaltung eines sehr niedrigen trophischen Niveaus behalten. Die Eutrophierung der *Scorpidium*-Schlenken kann eine explosionsartige Vermehrung verschiedener Algenarten herbeiführen, die die einzelnen Triebe des Skorpionsmooses überdecken und verkleben. *Scorpidium scorpioides* geht daraufhin ein und verschwindet aus den angestammten Schlenken. Dieser Verdrängungsprozeß konnte von uns im Hohenboigenmoos (= Nordwestteil des Murnauer Mooses) beobachtet werden, das gegenwärtig durch die Kläranlage Westried (Einschwemmung schlecht geklärter Abwässer bei Rückstau des Vorfluters infolge Hochwasser) geschädigt wird.

***Splachnum ampullaceum* Hedw.**

Als eine bryologische Besonderheit oligotropher Moorstandorte kann *Splachnum ampullaceum* gelten, das sowohl in kalkreichen als auch in kalkarmen, sauren Mooren vorkommt, wobei eine gewisse Quelligkeit des Standorts dieser Moosart zusagt. *Splachnum ampullaceum* kommt ausschließlich auf Torfböden vor, die vor geraumer Zeit mit Viehkot belegt wurden. Ein stark vererdetes und kontinuierlich durchnäßtes Mischsubstrat aus Viehkot und Moorboden benötigt *Splachnum ampullaceum* zu seinem Gedeihen. Es findet sich daher am häufigsten in Streuwiesen und Quellmoorkomplexen, die gelegentlich von Rindern beweidet werden.

1.4.3 Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen (Bearbeitet von B. Quinger)

In diesem Kapitel werden die Pflanzengemeinschaften beschrieben, die in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommen. In der Benennung der Pflanzengemeinschaften richten wir uns nach Möglichkeit nach der Nomenklatur der Pflanzengesellschaften von OBERDORFER (1977/1978/1983/1992). Dies geschieht nicht zuletzt deshalb, um den Benutzer dieses Bandes auf verhältnismäßig leicht zugängliche, weiterführende Literatur verweisen zu können, da insbesondere Ausführungen zur Syntaxonomie dieser Gesellschaften, tabellarische Darstellungen usw. in diesem LPK-Band nicht vorgenommen werden können.

In den Einzeldarstellungen zu den Pflanzengemeinschaften wird - sofern vorhanden - der Punkt "**syn-taxonomische Bezeichnung**" vorangestellt. Danach werden unter dem fakultativen Punkt "**Synonyme**" in der einschlägigen Literatur verwendete Synonymbezeichnungen wiedergegeben.

Anschließend folgt der Punkt "**Standörtliche und floristische Charakterisierung**", wo einige Hinweise zu den standörtlichen Ansprüchen und zur floristischen Ausstattung mit Nennung der diagnostisch wichtigen Arten erfolgen. Der Punkt "**Verbreitung**" befaßt sich in erster Linie mit der Verbreitung der Gesellschaft in Bayern. Anschließend werden im Punkt "**Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit**" der Natürlichkeitsgrad behandelt sowie einige Grobangaben zur Art und Weise der Nutzungsabhängigkeit beigefügt. Unter dem Punkt "**Literatur**" erfolgen Hinweise zu weiterführender Literatur, wobei Regionalmonographien grundsätzlich nur aufgeführt sind, wenn sie innerhalb Bayerns erhoben wurden. Im fakultativen Punkt "**Anmerkungen**" werden weitere wichtige Informationen zu den Pflanzengemeinschaften geliefert.

Bevor mit den Einzeldarstellungen der Pflanzengemeinschaften begonnen wird, soll der Hemerobiebegriff erläutert werden. Der Grad der Abhängigkeit der Pflanzengemeinschaften vom Menschen ist in Streuwiesen-Lebensräumen sehr verschiedenartig. Nach JALAS (1955) werden vier Stufen unterschieden, wobei sich bei der Zuordnung subjektive Einschätzungen nicht ausklammern lassen:

Ahemerob:

die Vegetationsbestände sind **natürlich**; das eventuelle Vorhandensein anthropogener Einflüsse bewirkt keine oder nur sehr geringfügige Veränderungen der Vegetationszusammensetzung und der Vegetationsstruktur.

Oligohemerob:

die Vegetationsbestände sind **naturnah**, ihre Existenz an dem gegebenen Standort verdanken sie dem Menschen. Artenzusammensetzung und Vegetationsstrukturen sind jedoch von den menschlichen Eingriffen nur wenig oder gar nicht überprägt. Gleichartige oder sehr ähnliche Vegetationsbestände kommen auch natürlich (=ahemerob) vor.

Mesohemerob:

die Vegetationsbestände sind **bedingt naturnah** und stark durch Nutzungseinflüsse überprägt. In ihrem Stoff- und Energiehaushalt sowie in ihrer Artenzusammensetzung gleichen mesohemerobe Vegetationsbestände den natürlichen Vegetationsbeständen insofern, als vom Menschen **keine Inputs** an Dünger, an Energie (z.B. durch Bodenbearbeitung) erfolgen. Als Inputmaßnahme in diesem Zusammenhang bewerten wir zudem das Anpflanzen und Ansalben von Pflanzenarten, die ohne diese Form des menschlichen Zutuns nicht vorhanden wären und sich auf Dauer auch nicht halten würden. In ihrer Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur sind die mesohemeroben Pflanzenbestände jedoch bereits deutlich von bestimmten Nutzungseinflüssen abhängig. Von nah verwandten (d.h. zum selben Verband gehörigen) und zugleich naturnahen Pflanzenbeständen unterscheiden sie sich bereits deutlich oder sogar stark.

Euhemerob:

die Vegetationsbestände sind **naturfern** und **stark kulturbetont**. Diese Vegetationsbestände sind auf **Input-Maßnahmen** des Menschen angewiesen. Zu solchen Inputs gehören beispielsweise Zufuhren von Dünger, ohne die euhemerobe Grünlandbestände auf Dauer nicht existenzfähig sind. Forstbestände, die zwar nicht auf Düngung angewiesen sind, jedoch nur durch künstliche Verjüngung erzeugt werden können, sind ebenfalls zu den naturfernen Pflanzenbeständen zu rechnen.

Die Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen, Riedwiesen, Quellmoore, Quellsümpfe gehören überwiegend dem oligo- und dem mesohemeroben Bereich an. Vom Menschen nicht erkennbar beeinflusste, also ahemerobe Pflanzengemeinschaften kommen innerhalb von Streuwiesen-Lebensräumen in sehr nassen Seeried-Teilen, Schwingdeckenmoorkomplexen, Hoch- und Übergangsmooren vor, die niemals oder nur ausnahmsweise genutzt wurden.

Einige Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen-Lebensräume kommen in ahemeroben und oligomesohemeroben Ausbildung vor. Die gilt beispielsweise für Davallseggenrieder, die kleinflächig an stark schüttenden Schichtquellaustritten natürlich vorkommen, zumeist aber als eine von der menschlichen Nutzung geschaffene Ersatzvegetation (z.B. des EQUISETO TELMATEIAE-FRAXINETUM usw.) gelten müssen.

Einige Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen-Lebensräume werden nachfolgend weniger nach ihrer syntaxonomischen Verwandtschaft, sondern nach ihrer Nutzungsabhängigkeit zusammengestellt. Anfangs werden die Pfeifengraswiesen (MOLINION) (Kap. 1.4.3.1, S. 76) und die Kleinseggenried-Gesellschaften (CARICION DAVALLIANAE und CARICION FUSCAE) (Kap. 1.4.3.2, S. 78) behandelt, die gewissermaßen die "Kernvegetation" der Streuwiesen-Lebensräume bilden.

Anschließend werden einige mesotrophe Binsen-Gesellschaften (Kap. 1.4.3.3, S. 85) angesprochen, die zwar syntaxonomisch bereits den eigentlichen

Feuchtwiesen nahestehen, in klassischen Streuwiesen-Lebensräumen jedoch verbreitet sind und als Streubestände genutzt werden. Ebenso wird auf die wichtigsten Großseggen-Gesellschaften eingegangen, die der Streugewinnung dienen (Kap. 1.4.3.4, S. 87).

1.4.3.1 Pfeifengraswiesen

Die Pfeifengraswiesen können als die klassischen Streuwiesen schlechthin gelten. Ihre leichte Bewirtschaftbarkeit, ihre Produktivität und die Qualität ihrer Streu verlieh ihnen unter den streugewinnungsnutzten Flächen einen besonderen Wert, wie STEBLER (1898) in seiner klassischen Studie zu den Pfeifengraswiesen betonte. Pfeifengraswiesen sind vor allem auf mäßig nassen, feuchten bis wechselfeuchten, häufig basenreichen, seltener basenarmen, sowohl mineralischen als auch organischen Grundwasser-, Sickerwasser- und Stauwasserböden anzutreffen. Die Bodenwasserstände variieren in der Regel ziemlich stark, die obersten Bodenschichten bleiben jedoch zumeist gut durchlüftet, Bodenwasserstände an oder über der Bodenoberfläche kommen nur ausnahmsweise vor. OBERDORFER (1983: 386f.) untergliedert die Pfeifengraswiesen in folgende drei Assoziationen:

- Reine Pfeifengraswiese ("MOLINIETUM CAERULEAE");
- Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese ("CIRSIO TUBEROSI-MOLINIETUM");
- Duftlauch-Pfeifengraswiese ("ALLIO SUAVEOLENTIS-MOLINIETUM").

Die reine Pfeifengraswiese kann als die Zentralgesellschaft des MOLINIETUM gelten, die Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese ist für basenreiche, relativ trockene, zum MESOBROMION überleitende Standorte charakteristisch, die Duftlauch-Pfeifengraswiese hat umgekehrt ihren Schwerpunkt an kalkreichen Standorten, die in ihren Eigenschaften dem Standortscharakter der Kalk-Kleinseggenrieder nahestehen.

Die Gliederung der Pfeifengraswiesen in Bayern ist nicht nur nach standörtlichen Gesichtspunkten, sondern auch anhand geographischer Differenzierungen durchführbar. Für den praealpin-montanen Bereich sind Pfeifengraswiesen mit dem Schwalbenwurz-Enzian bezeichnend, außer *Gentiana asclepiadea* sind dort an weiteren Montanarten *Swertia perennis*, *Veratrum album*, *Trollius europaeus* und *Phyteuma orbiculare* anzutreffen. In den Tieflagen in den Stromtalebenen treten Pfeifengraswiesen mit dem Kanten-Lauch an deren Stelle, außer *Allium angulosum* sind *Thalictrum simplex subsp. galioides*, *Thalictrum flavum* (Differentialart), *Lathyrus palustris*, und die sehr selten gewordenen Veilchen-Arten *Viola pumila*, *Viola elatior* und *Viola persicifolia* für die Molinieten dieser Räume charakteristisch.

- **Reine Pfeifengraswiese**

Syntaxonomische Bezeichnung:

MOLINIETUM CAERULEAE W. KOCH 1926.

Synonyme:

GENTIANO ASCLEPIADEO-MOLINIETUM Oberd. 1957. MOLINIETUM MEDIOEUROPAEUM em. PHIL. 1960 bei KORNECK, 1962:55ff.).

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Streuwiesen-Gesellschaft auf mäßig nassen bis feuchten oder wechselfeuchten, +/- nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen Lehm- und Ton-, außerdem auch auf Moorböden. Ihren Hauptvorkommensbereich besitzt die Reine Pfeifengraswiese innerhalb der submontanen bis montanen Stufe. Es kommen sowohl Ausbildungen auf basenreichen bis neutralen als auch Ausbildungen auf basenarmen bis (mäßig) sauren Substraten vor. Das Grundwasser kann jahreszeitlich oder jahresweise hoch anstehen, der Oberboden ist jedoch zumeist gut durchlüftet (vgl. OBERDORFER 1983: 386).

Basenreiche Ausbildungen der Reinen Pfeifengraswiese sind zumeist ausgesprochen arten- und vor allem während des Spätsommers auch blütenreich, basenarme zumeist wesentlich artenärmer und während der Hauptblütezeit wesentlich unscheinbarer. Basenreiche-nasse Ausbildungen des MOLINIETUM CAERULEAE zeichnen sich durch Arten der basiphilen Kleinseggenrieder wie *Carex davalliana*, *Carex hostiana*, *Eriophorum latifolium*, *Tofieldia calyculata* aus (vgl. Kap. 1.4.2.1.2, Tab. 1/7, S. 46), während den trocken-basenreichen Pfeifengraswiesen entsprechend MESOBROMION-Arten (vgl. Kap. 1.4.2.1.2, Tab. 1/6, S. 45), beigemischt sind. In nassen, basenarmen Pfeifengraswiesen treten *Carex fusca* und/oder *Juncus acutiflorus* (vgl. Kap. 1.4.2.1.2, Tab. 1/14, S. 52), in trocken-basenarmen Arten der Borstgrasrasen (NARDION, VIOLION CANINAE; vgl. Kap. 1.4.2.1.3, Tab. 1/13, S. 51) auf.

Verbreitung:

In den Alpenträumen und nahezu im gesamten Voralpinen Hügel- und Moorland verbreitet, im Allgäu und in Südost-Bayern kommt in diesem Naturraum von den drei Pfeifengraswiesen-Assoziationen nur das MOLINIETUM CAERULEAE vor, die Knollenkratzdistel- und die Duftlauch-Pfeifengraswiese fehlen dort. Ansonsten ist auch die "Reine Pfeifengraswiese" als häufigste dieser drei Assoziationen in Bayern selten geworden.

Restvorkommen existieren darüber hinaus in Südbayern in den Donau-Ilter-Lech-Schotterplatten, in der Münchener Ebene, im Tertiärhügelland (zu den Vorkommen im Isar-Inn-Hügelland liegt eine Publikation von STEIN 1989: 44f. vor), im Donaauraum mit winzigen Restbeständen im Donauried, winzigen Überbleibseln wiederum im Raum Neustadt/Ingolstadt und Neustadt/Abensberg.

Nördlich der Donau gibt es unter anderem Pfeifengraswiesen-Vorkommen im Vorderen und Hinteren Bayerischen Wald (Lkr. SR, FRG, PA), im Oberpfälzer Wald (Lkr. CHA und TIR), ebenso sehr zerstreut in der Fränkischen Alb (z.B. Schambachried/WUG) und im Ries (z.B. Wemdingener Ried), sehr selten und nur mehr kleinflächig über Keupergesteinen in den Lkr. AN (Naturdenkmale zwischen Heglau und Ornau nordwestlich Gunzenhausen) und NEA, HAS (Streuwiesenreste bei Birnfeld, am "Hainbach" im

Bettenburger Wald) und flächenmäßig bedeutsame Restvorkommen im Schweinfurter Trockengebiet bei Grettstadt. In Nordost-Bayern sind Pfeifengraswiesen-Vorkommen im Steinachtal und an den Hängen der Frankenwaldtäler bekannt. In Nordwest-Bayern gab es früher Pfeifengraswiesen-Vorkommen im Würzburger Raum, hier sind sie jedoch fast vollständig erloschen (nur noch winzige Reste im Zeubelrieder Moor). Nur noch wenige Restflächen sind auch im Spessart (Aubachtal/südlicher Spessart, Lohrtal/nördlicher Spessart), in der südöstlichen Vorderrhön nördlich von Hammelburg bei Neuwirthehaus, in der Hohen Rhön bei Urspringen am Südfuß des Hohen Rotkopfs, in der Langen Rhön am Melpertser Rasenberg erhalten.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

(Ahemerob-oligo)hemerob)-**mesohemerob**. Die dem MOLINIETUM CAERULEAE zugerechneten Vegetationsbestände verdanken ihre Entstehung und Beschaffenheit zumeist menschlichen Nutzungseinflüssen. Typische Ausprägungen werden durch eine Herbstmahd erzeugt, die erst nach der vollständigen Verstrohung der Pfeifengras-Bestände erfolgt, so daß die Nährstoffzüge gering bleiben und die Wüchsigkeit der Bestände nicht gemindert wird.

Natürliche pfeifengraswiesenartige Vegetationsbestände wären in der Naturlandschaft in den stark grundwasserbeeinflußten Flutrinnen, an mergeligen Hangrutschen, an Seeufnern und in basenarmer Ausbildung am Rande von Hochmooren (z.B. entlang von Rüllen) zu erwarten.

Literatur (Auswahl):

BRAUN (1983: 197ff.), EICKE-JENNE (1960: 488ff.), KORNECK (1962: 74ff.), KLÖTZLI (1969), OBERDORFER (1983: 386ff.), ROSSKOPF (1970: 79ff.), STEIN (1989: 44f.).

• Knollenkratzdistel - Pfeifengraswiese

Syntaxonomische Bezeichnung:

CIRSIO TUBEROSI-MOLINIETUM ARUNDINACEAE OBERD. et PHIL ex GÖRS 1974.

Synonym:

TETRAGONOLOBO -MOLINIETUM LITORALIS ZOLLER 1954.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Pflanzengemeinschaft auf tonig-lehmigen, zumeist kalkreichen, auf höchstens wechsellässen, wechselfeuchten bis wechselfrischen Mineralboden-Standorten mit starken Grundwasserschwankungen (vgl. Kap. 1.3.2.3), zum Beispiel auf Auengleyen bis hin zu Auenrendzina-Auengleyen, an mergeligen (Rutsch)Hängen auch auf Hang-Gleyen, sehr selten auf Anmoorböden, auf Moorstandorten nicht vorkommend.

Die Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese zeichnet

sich durch das bestandsbildende Auftreten des Rohr-Pfeifengrases (*Molinia arundinacea*) aus. Außer der namengebenden Knollen-Kratzdistel stellen die Spargelschote (*Tetragonolobus maritimus*) und die Filz-Segge (*Carex tomentosa*) weitere, besonders charakteristische Arten dieser Gesellschaft dar. Tieflagen-Ausbildungen der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese zeichnen sich durch das Auftreten des Kanten-Lauchs (*Allium angulosum*) aus, der dort aspektbildend auftreten kann. Entlang des Lechs kommt in dieser Gesellschaft der Ästige Schachtelhalm (*Equisetum ramosissimum*) vor. Deutlich ihren Verbreitungsschwerpunkt im CIRSIO TUBEROSI-MOLINIETUM weist zudem die Labkrautblättrige Wiesenraute (*Thalictrum simplex* subsp. *galioides*) auf. Trockene Ausbildungen der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese leiten bereits zu den Kalk-Halbtrockenrasen über und sind reich mit MESOBROMION-Arten bestückt (vgl. Kap. 1.4.2.1.2, S. 46, Tab. 1/6).

Verbreitung:

Die Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese hat in Bayern ihre Vorkommensschwerpunkte insbesondere entlang der praealpiner Flüsse Lech und Isar, denen sie bis zu ihren Mündungen folgt. In Südbayern kommt diese Pflanzengemeinschaft außerdem entlang der Wertach, im Ammerseebecken und entlang der Amper, zwischen dem Ammer- und dem Starnberger See im Andechs-Machtlfinger und im Eberfinger Drumlinfeld, im Mangfall-Vorland, im Rosenheimer Becken, heute nur noch sehr zerstreut und in Kleinst-Resten in der Münchener Ebene sowie in den Donauniederungen zwischen Günzburg und Neustadt a.D. vor. Donauabwärts von Neustadt a.D. ist dieser Pfeifengraswiesen-Typ nur noch im Isarmündungsgebiet (vgl. ZAHLHEIMER 1991: 41) anzutreffen. Nördlich der Donau weist das CIRSIO TUBEROSI-MOLINIETUM Vorkommen im Ries, in der Schwäbischen Alb (Dattenhauser Ried), in der westlichen Fränkischen Alb und im Schweinfurter Trockengebiet auf*.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

(ahemerob-oligo)-**mesohemerob**. Die Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese ist eine nutzungsabhängige Pflanzengemeinschaft, die zu ihrer typischen Ausprägung bei regelmäßiger, einschüriger Herbstmahd gelangt. Besonders hochwüchsige und produktive Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen-Bestände entwickeln sich bei einer Mahd-Nutzung, die erst nach der herbstlichen Verstrohung des Rohr-Pfeifengrases vorgenommen wird, da die Stoffverluste in diesem Fall wesentlich geringer sind, als wenn schon im "grünen" Zustand gemäht wird.

Natürliche Vegetationsbestände in Süddeutschland, die in Struktur und Artenzusammensetzung dem CIRSIO TUBEROSI-MOLINIETUM nahekommen, gibt es -oder besser gab es- in wechselfeuchten Flutrinnen im Bereich der Umlagerungstrecken von

* *Cirsium tuberosum* selbst kommt in Unterfranken darüber hinaus in lichtungsreichen Feucht-Mittelwäldern des Steigerwald-Vorlandes und des Grabfeldgaus vor.

Flußläufen wie Oberrhein, Donau, Lech, Isar, in bescheidenerem Maße auch entlang der Amper und der Loisach.

Literatur:

GÖRS (1974: 377ff.; befaßt sich mit dem NSG "Taubergießen" in der Oberrheinebene südlich von Offenburg; stellt gewissermaßen die "Lokus classikus-Literatur" dar), BRAUN (1983: 189ff.), OBERDORFER (1983: 390ff.).

Anmerkungen:

Wegen ihrer leichten Meliorierbarkeit sehr selten gewordene und besonders stark gefährdete Pfeifengraswiesen-Gesellschaft. Zugleich ist diese Gesellschaft wegen ihrer floristischen Ausstattung (z.B. Stromtal-Veilchen-Arten, *Thalictrum galioides*, *Equisetum ramosissimum* u.a., mit Einschränkung auch *Gladiolus palustris*) besonders wertvoll.

• Duftlauch - Pfeifengraswiese

Syntaxonomische Bezeichnung:

ALLIO SUAVEOLENTIS-MOLINIETUM GÖRS (in OBERD. n.n.).

Synonyme:

GENTIANO-MOLINIETUM OBERD. 1957, z.B. bei BRAUN (1983: 197ff.), MOLINIETUM CAERULEAE bei EICKE-JENNE (1960: Tab. 13).

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Kalkreiche Pfeifengraswiese auf zumeist feuchten bis mäßig nassen Gley-, Naßgley- und Anmoorgley-, bisweilen auch Niedermoor-Standorten, die häufig im Kontakt zu Kalk-Kleinseggenriedern gedeiht und mit Vertretern des CARICION DAVALLIANAE wie z.B. *Schoneus ferrugineus*, *Carex davalliana*, *Carex hostiana* und *Eriophorum latifolium* ausgestattet ist. Als Kontaktgesellschaft des trockenen Flügels des ALLIO SUAVEOLENTIS-MOLINIETUM ist häufig die Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese anzutreffen. Von den beiden Pfeifengras-Sippen herrscht in der Duftlauch-Pfeifengraswiese zumeist *Molinia caerulea* vor. Einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt in dieser Gesellschaft besitzt das kontinental verbreitete Preußische Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*), im Isarmündungsgebiet kommt als sehr seltene Art in der Duftlauch-Pfeifengraswiese die Becherglocke (*Adenophora lilifolia*) vor. Tieflands-Ausbildungen enthalten den Kanten-Lauch (*Allium angulosum*) und die Sumpf-Platterbse (*Lathyrus palustris*) (z.B. im Donauried, Untere Isar, Ammerseebecken), praealpin-hochgelegene Ausbildungen den Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*).

Verbreitung:

Die Duftlauch-Pfeifengraswiese gilt als eine praealpin-ostsubmediterrane Gesellschaft (vgl. OBERDORFER 1983: 395). Sie umkränzt die Ostalpen und verfügt über die reichsten Ausbildungen in Ungarn und im Gebiet des ehemaligen Jugoslawien. Die Westgrenze der Gesellschaft verläuft an der Alpennordseite am Bodensee.

In Bayern hat sie nur ein recht eingeschränktes Areal. Die Donau-Niederungen werden nach Norden

nicht überschritten. Dort kommt sie nur im Donauried, sehr selten bei Ingolstadt und im Isarmündungsgebiet vor. Den Lech begleitet die Gesellschaft von der Mündung bis in den Raum Landsberg. Am häufigsten ist die Duftlauch-Pfeifengraswiese im Bereich des Ammerseeegletschers, wo sie von den Mooren des oberen Loisachtales (Raum Farchant) über das Murnauer Moos durchgehend bis ins Ammerseebecken anzutreffen ist und zudem in die Grund- und Endmoränenlandschaften zwischen dem Ammer- und Starnberger See hineinreicht. Verbreitet ist diese Gesellschaft zudem in den Loisach-Kochelseemooren und Loisach-abwärts bis zu deren Einmündung in die Isar.

Früher war die Duftlauch-Pfeifengraswiese anscheinend in der Münchener Ebene verbreitet (Erdinger Moos, Dachauer Moos, Freisinger Moos), ist dort aber heute bis auf wenige Restposten erloschen. Isarabwärts tritt die Duftlauch-Pfeifengraswiese erst unterhalb von Dingolfing bis zur Isarmündung (vgl. ZAHLHEIMER 1991: 40f.) wieder häufiger auf. Im südwestlichen Voralpinen Hügel- und Moorland fehlt -von dem Bodenseebecken einmal abgesehen- diese Gesellschaft, lediglich in den südlichen Iller-Lech-Schotterplatten gibt es einige Einzelvorkommen. Innerhalb des Ammer-Loisach-Isar-Hügellandes wird die Isar von der Duftlauch-Pfeifengraswiese gerade noch überschritten, ansonsten fehlt diese Gesellschaft im gesamten südöstlichen Voralpinen Hügel- und Moorland.

Hemerobiebereich/Nutzungsverhältnisse:

(Ahemerob-oligohemerob)-**mesohemerob**. Natürliche Vegetationsbestände, die der Duftlauch-Pfeifengraswiese nahe kommen, sind am ehesten an Seeufern, in stark grundwasserbeeinflussten Flutrinnen von Umlagerungsflüssen wie Lech und Isar zu erwarten. Die Anmoor- und Niedermoor-Vorkommen dieser Gesellschaft verdanken ihre Existenz größtenteils der menschlichen Nutzung, wobei ein-schürige, alljährliche herbstliche Mahd ohne Düngung die typischen Ausprägungen dieser Gesellschaft erzeugte.

Literatur:

OBERDORFER (183: 395ff.), BRAUN (1983: 197ff.), EICKE-JENNE (1960: 488ff.;Tab. 13), ZAHLHEIMER (1991: 40f.).

Anmerkungen:

Duftlauch-Pfeifengraswiesen bilden im Zonations- und Mosaikkomplex mit Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen und Kalk-Halbtrockenrasen einen besonders hochwertigen Komplex-Lebensraum, der in den Flußschotterheiden entlang der Donau, des Lechs und der Isar sowie in den Hardtwiesenlandschaften zwischen Ammer- und Starnberger See vorkommt (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.3. und 1.12.4).

1.4.3.2 Kleinseggen-, Kopfbinsen- und Haarbinsenrieder

Zumeist auf feuchteren Standorten als die Pfeifengraswiesen gedeihen die Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder, die zugleich auch mit einer noch gerin-

geren Nährstoffversorgung zurecht kommen. Mäßig nasse, vom Nässegrad her für Pfeifengrasbestände noch geeignete Standorte werden bei großer Nährstoffarmut nicht von *Molinia caerulea*, sondern von noch anspruchsloseren Cyperaceen wie *Trichophorum cespitosum* bestandesbildend besiedelt.

Die von den kleinwüchsigen Cyperaceen beherrschten Riedwiesen erreichen bei regelmäßiger einschüriger Mahd selten mehr als 30 cm Bestandshöhe (s. Abb. 1/1, S. 22), gedeihen zudem bei einer derartigen Behandlungsweise in geringerer Halmdichte als die Pfeifengraswiesen, so daß mehr Licht auf den Boden fällt. Traditionell genutzte Kleinseggen-, Kopfbinsen- und Haarbinsensrieder sind daher reich an Rosettenpflanzen oder auch an Geophyten, die ihre Blattorgane dicht oberhalb der Bodenoberfläche führen. Die wichtigsten von niedrigwüchsigen Cyperaceen beherrschten Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen sind

- das **Davallseggenried**;
- das **Mehlprimel-Kopfbinsenried** (= Gesellschaft des Rostroten Kopfrieds);
- und das **Kopfbinsenried** mit *Schoenus nigricans* als Hauptbestandbildner,

die allesamt dem Verband CARICION DAVALLIANAE zugeordnet werden und in basenreichen, zumeist kalkreichen Streuwiesen-Lebensräumen gedeihen. Außerdem gehören dazu

- der **Herzblatt-Braunseggensumpf**,
- das **Braunseggenried**
- und das **Mehlprimel-Haarbinsenried** mit *Trichophorum cespitosum* als Hauptbestandbildner,

die in allenfalls mäßig basenreichen, oft ausgesprochen basenarmen, jedoch immer kalkarmen Streuwiesen-Lebensräumen gedeihen. Die genannten sechs Pflanzengemeinschaften werden der Reihe nach besprochen.

• Davallseggenried

Syntaxonomische Bezeichnung:

CARICETUM DAVALLIANAE DUTOIT em. GÖRS 1963.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Das Davallseggenried ist ein Kleinseggenried +/- kalkreicher, nährstoffarmer Quellsümpfe und Quellnischen, in denen es tuffbildend wirken kann. Das CARICETUM DAVALLIANAE besiedelt auch gerne kalkreiche Anmoorgley-Standorte, wobei diese Pflanzengemeinschaft auf hohe mittlere Grundwasserstände (im Mittel 15 -25 cm unter Flur, vgl. KLÖTZLI 1969: 61) angewiesen ist, die nur gering schwanken. An ebenen Standorten kann das Grundwasser mehrere Wochen im Jahr über Flur stehen (KLÖTZLI 1969: 61). Ausgesprochene Moorstandorte sagen der Davall-Segge weniger zu als dem

Rostroten Kopfried. Im Voralpinen Hügel- und Moorland sind die Kopfbinsensrieder (SCHOENETUM FERRUGINEI) gegenüber den Davallseggenriedern auf (Quell)Moorstandorten eindeutig tonangebend*.

Wichtigste Kennart des Davallseggenriedes ist die bestandesbildende Davall-Segge selbst. Über weitere positive Trennarten gegenüber den Kopfbinsensriedern verfügt das CARICETUM DAVALLIANAE nicht. Im Alpen- und Voralpenbereich weist das Davallseggenried an hochmontanen Standorten starke Einstrahlungen an dealpinen Arten wie *Pinguicula alpina*, *Bartsia alpina*, *Saxifraga aizoides* und *Selaginella selaginoides* auf, die bei den montanen und kollinen Ausbildungen sowie bei zunehmender Alpenferne ausdünnen und schließlich ganz ausfallen.

Die Davallseggenried-Ausbildungen der praealpinen Seebeckenmoore auf Anmoorgleyen sind oft sehr artenreich, weisen die gesamte CARICION DAVALLIANAE-Grundartengarnitur auf und beherbergen zahlreiche Einsprengsel des MOLINION. Einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt in den praealpinen Davallseggenriedern der Seebeckenmoore nehmen der Glanzstendel (*Liparis loeselii*) und die Einknolle (*Herminium monorchis*) ein.

Die Quellnischen-Ausbildungen an Quellhorizonten der Fränkischen Alb, zum Beispiel an der Grenzschicht Ornatenton/Werkkalk sind dagegen außerordentlich artenarm und stehen im unmittelbaren Kontakt mit CRATONEURION-Fluren. In den Davallseggenriedern der praealpinen Seebecken wird die Moosschicht fast immer von den Moosarten der *Drepanocladus revolvens*-Gruppe (vgl. Kap. 1.4.2.2.1) gebildet. Ausbildungen des Davallseggenrieds mit Torfmoosen, wie sie DIERSSEN & DIERSSEN (1984: Tab. 11) für den Südschwarzwald beschreiben, sind unseres Wissens bisher in Bayern nicht beobachtet worden und wären allenfalls in den Oberallgäuer Voralpen über kalkarmen Molassegesteinen in niederschlagsreicher Lage zu erwarten.

Verbreitung:

Das Davallseggenried hat seine Hauptverbreitung in Bayern im Alpenraum und im Voralpinen Hügel- und Moorland, tritt in Südbayern zudem zerstreut in den Iller-Lech-Donau-Platten, im Tertiärhügelland (zu Vorkommen im Inn-Chiemsee-Hügelland vgl. STEIN 1989: 47), entlang der Donau und in den Niederterrassenschotter-Ebenen (heute dort sehr selten geworden) auf.

Nördlich der Donau besitzt das Davallseggenried in Bayern Vorkommensschwerpunkte im Ries, am Altrauf, wo die Gesellschaft vor allem an Schichtwasser-Quellaustritten an den Schichtgrenzen Ornatenton/Werkkalk (vgl. WEISS 1992: 157) und Opalinuston/Doggersandstein (vgl. LEDERLE-JELINEK 1990: 25ff.) vorkommt, in der östlichen Fränkischen Alb in den Talmooren der Schwarzen und Weißen Laaber (vgl. ROSSKOPF 1970: 51f.), im

* YERLY (1970) fand im westlichen Schweizer Mittelland *Carex davalliana* auf Standorten mit einem CO₂-reicheren Bodenwasser vor als *Schoenus ferrugineus*.

Schweinfurter Trockengebiet (dort heute akut vom Aussterben bedroht) und in der östlichen Vorderrhön. Einzelvorkommen von *Carex davalliana* sind darüber hinaus aus dem Oberpfälzer Wald bekannt.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

(Ahemerob)-oligohemerob-mesohemerob. Die weitestmeisten Bestände der Davall-Segge sind in Bayern auf potentiellen Waldstandorten entwickelt mit dem Riesenschachtelhelm-Erlen-Eschenwald (EQUISETO TELMATEJAE-FRAXINETUM, vgl. SEIBERT 1987: 145f.), in den Seebecken des Alpenvorlandes auch mit Erlen-Eschen-Sumpfwäldern (*Caltha palustris* - *Alnus glutinosa* - Gesellschaft) als potentieller natürlicher Vegetation.

Echte Primärbestände des Davallseggenriedes sind nur in den Alpen in der hochmontanen Stufe nicht selten. Im Montanbereich gibt es natürliche Davallseggenrieder auch an sehr steilen Erosions-Hängen mit starker Quellschüttung und Kalktuffbildung (z.B. in den Leitenhängen der Ammerschlucht zwischen Bayersoien und Peissenberg sowie in den Mangfall-Leiten).

Die Sekundärbestände sind in ihrer Bestandesstruktur den Primärbeständen vielfach noch so ähnlich, daß sie als oligohemerob eingestuft werden können. Zu ihrer dauerhaften Erhaltung sind sie jedoch auf Spätsommer- oder Herbstmahd in einem zumindest unregelmäßigen Turnus angewiesen.

Literatur:

- Grundlagen: GÖRS (1963: 7ff./1977: 253ff.), DIERSSEN & DIERSSEN (1984: 66ff.);
- Voralpengebiet: BRAUN (1968: 77ff.);
- Fränkische Alb: ROSSKOPF (1970: 51f.), LEDERLE-JELINEK (1990:37), WEISS (1992: 152ff.).

Anmerkungen:

Einzigste Gesellschaft des CARICION DAVALLIANAE, die in Nordbayern +/- zerstreut auftritt.

• Mehlsprimel-Kopfbinsenried (Gesellschaft des Rostroten Kopfrieds)

Syntaxonomische Bezeichnung:

SCHOENETUM FERRUGINEI DU RIETZ 1925.

Synonyme:

PRIMULO-SCHOENETUM FERRUGINEI (KOCH 1925) em. OBERD. 1957; SCHONETUM FERRUGINEI SUBALPINUM bei VOLLMAR (1947: 80ff.).

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Das Mehlsprimel-Kopfbinsenried ist eine Pflanzengemeinschaft auf nassen bis sehr nassen, zumeist kalkreichen, hin und wieder auch nur mäßig kalkreichen Standorten, die aber in jedem Fall durch carbonathaltiges Grundwasser beeinflusst sind. Die Nährstoffversorgung ist gering bis hin zu extrem niedrig, die N- und insbesondere die P-Versorgung kann sich in etwa auf dem Niveau von Hochmoor-Standorten bewegen (vgl. WARNKE-GRÜTTNER 1990: 110). Das Mehlsprimel-Kopfbinsenried besiedelt Kalksinterböden, ist aber für diesen Standort weniger bezeichnend als das Davallseggenried. Naß-, Anmoor-

und Moorgleye in Hanglage, bei strömendem Grundwasser auch in ebener Lage, sind charakteristische Boden-Typen des SCHOENETUM FERRUGINEI. Nasse Ausbildungen des SCHOENETUM zeichnen sich durch höhere mittlere Grundwasserstände (mit 5-12 cm unter Flur, vgl. KLÖTZLI 1969: 62) aus als Davallseggenrieder, für trockene Ausbildungen gilt dies allerdings nicht (KLÖTZLI 1969: 61). Im Vergleich zum nah verwandten Davallseggenried stößt das SCHOENETUM FERRUGINEI auch auf Moorstandorte vor und besiedelt in fragmentarischer Form sogar karbonatwasserbeeinflusste Übergangsmoore (sog. Braunmoos-Übergangsmoore). Im zentralen Murnauer Moos begleiten *Schoenus ferrugineus*-Bestände konzentrierte, bachartige Mineralwasserströme, die von den Köcheln in umliegende Pseudohochmoore (zum Begriff vgl. Kap. 1.3.1.2) hineinströmen.

Ganz generell gedeiht *Schoenus ferrugineus* gerne an Standorten mit einem bewegten, sickern den Grundwasser; ebenso werden Strömungsbahnen als Wuchsort akzeptiert, in denen das Wasser zeitweise oberflächlich dahinrieselt. Moorige Standorte mit einem stagnierenden Grundwasser werden von dem Rostroten Kopfried dagegen deutlich gemieden (wegen O₂-Mangel im Wurzelraum?).

Entsprechend seines kühl-stenothermen Standortcharakters zeichnet sich das SCHOENETUM FERRUGINEI durch einen besonderen Reichtum an dealpinen Arten aus. Die zur Namengebung mit herangezogene Mehlsprimel begleitet im gesamten Vorkommensbereich des Rostroten Kopfrieds die Bestände von *Schoenus ferrugineus*. Im kalkreichen Ammer-Loisach-Hügelland treten vor allem im Bereich des Ammersee- und des Kochelseegletschers zahlreiche weitere Alpenpflanzen mit hoher Stetigkeit im Mehlsprimel-Kopfbinsenried auf: Zu ihnen gehören insbesondere *Gentiana clusii*, *Aster bellidiflorus*, *Bartsia alpina*, *Ranunculus montanus* und *Pinguicula alpina*. Auf etwas trockengefallenen Quellschuttungen treten *Carex sempervirens* und *Gentiana verna* hinzu. Unter den Arten mit einem eher praealpinen Verbreitungsmuster (=Vorkommen im Alpenvorland und in den Talräumen der Alpen, jedoch nicht in der alpinen Stufe), die im SCHOENETUM FERRUGINEI ihren Vorkommensschwerpunkt besitzen, sind *Dactylorhiza traunsteineri* und *Gentiana utriculosa* (siehe zu beiden Arten die Einzelarten-Besprechung im Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) zu nennen. Im südöstlichen und im südwestlichen Alpenvorland ist die Ausstattung mit dealpinen Arten wesentlich geringer.

Allen SCHOENETUM FERRUGINEI-Beständen gemeinsam ist die Ausstattung mit Kalkflachmoorkennarten (= Verbandscharakterarten des CARICION DAVALLIANAE) wie *Carex hostiana*, *Carex lepidocarpa*, *Carex davalliana* (als Begleiter), *Eriophorum latifolium*, *Juncus alpino-articulatus* und *Tofieldia calyculata*. Unter den Bryophyten sind *Drepanocladus revolvens* s.l. und *Campyllum stellatum* besonders charakteristisch für Mehlsprimel-Kopfbinsenrieder. *Bryum pseudotriquetrum*, *Plagiomnium elatum* und *Philonotis calcarea* sind nur

an stark schüttenden Quellaustritten sowie an Stellen mit einem offenbar etwas erhöhtem Nährstoffangebot regelmäßig zu beobachten.

Nur in hydrologisch völlig ungestörten Mehlprimel-Kopfbinsenriedern vermag sich die Sommer-Drehwurz zu halten. *Spiranthes aestivalis* (vgl. Einzelarten-Besprechung im Kap. 1.4.2.1.5) kann als ausgesprochener Qualitätszeiger deshalb als Indikator-Art für intakte Kopfbinsenrieder herangezogen werden. Ebenso hohe Ansprüche an die hydrologische Unversehrtheit von Kalkflachmooren mit dem SCHOENETUM FERRUGINEI als bestandesbildender Vegetation stellen *Drosera anglica*, *Eleocharis quinqueflora* und die Moosart *Scorpidium scorpioides*. Diese Arten kommen allesamt nur an schlenkenartigen Stellen vor, die während der Vegetationsperiode niemals -nicht einmal oberflächlich-trockenfallen. Die Armblütige Sumpfbirse bildet in Kalkflachmoorschlenken innerhalb des großflächig auftretenden, umrahmenden SCHOENETUM FERRUGINEI kleinflächig das ELEOCHARITETUM QUINQUEFLORAE aus.

Verbreitung:

Das SCHOENETUM FERRUGINEI ist auf Südbayern beschränkt und überschreitet die Donauebene nicht nach Norden. Ihre Hauptverbreitung hat die Gesellschaft im Voralpinen Hügel- und Moorland, wobei das Mehlprimel-Kopfbinsenried im Oberallgäu, im Unterallgäu (Verbreitungslücke im Gebiet des Wertach- und Illergletschers, vgl. BRAUN 1968: 65), im Salzach-Vorland östlich des Chiemsees nur sehr zerstreut auftritt. Es konzentriert sich im wesentlichen auf das Ostallgäu, das Ammer-Loisach-Hügelland und auf das Inn-Chiemsee-Vorland. Über die artenreichsten Ausbildungen und die heute besterhaltensten Bestände verfügen die Jungmoränengebiete des ehemaligen Ammersee- und des Kochelseegletschers, wobei dem Lkr. Weilheim-Schongau (Vorkommen von landesweiter Bedeutung vor allem im Raum Seeshaupt/Iffeldorf/Antdorf/Penzberg, im Eberfinger Drumlinfeld, im Raum Etting/Polling, zum Teil auch in der Grasleitener Moorlandschaft) und Lkr. Bad Tölz (z.B. Isarleiten bei Hechenberg) eine besondere Bedeutung zufällt.

Nördlich des Voralpinen Hügel- und Moorlandes tritt das Mehlprimel-Kopfbinsenried nur sehr spärlich in den Iller-Lech-Donau-Platten, entlang des Lechs und der Isar sowie im oberbayerischen Tertiärhügelland auf, wobei in allen diesen Naturräumen diese Gesellschaft nach 1960 stark zurückgegangen und heute dort extrem gefährdet ist. Im Tertiärhügelland existiert das Mehlprimel-Kopfbinsenried nur noch im stark gestörten Zustand (Eutrophierung/Entwässerungsschäden) und oft in nur noch winzigen Beständen (z.B. Quellaustritte bei Tegernbach, nordöstlich Gundelshausen und Schweitenkirchen im Lkr. Pfaffenhofen; östlich Haag im Lkr. Freising). Im niederbayerischen Tertiärhügelland fehlt das SCHOENETUM FERRUGINEI.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

(A)hemerob-(oligo)hemerob-(meso)hemerob). Die Mehlprimel-Kopfbinsenrieder stellen zumeist Ersatzgesellschaften dar, die zur langfristigen Erhal-

tung auf die menschliche Nutzung angewiesen sind. Mit kennzeichnenden Arten wie *Primula farinosa*, *Gentiana clusii* und *Spiranthes aestivalis* reich bestückte, "typische" Bestände entwickeln sich nur bei regelmäßig durchgeführter, einschürig-herbstlicher Mahd. Auch eine extensive Triftbeweidung durch Rinder kann zur Offenhaltung der Bestände beitragen (Eigenbeobachtungen im Betriebsgelände Hartschimmelhof/Pähl und in der Fronreitener Allmendeweide im Lkr. Weilheim-Schongau) und eine Lückigkeit der Vegetation erzeugen, die von sehr selten gewordenen Arten wie dem Schlauch-Enzian (*Gentiana utriculosa*, vgl. Einzelartenbesprechung im Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) gerne angenommen wird. Aufgelassene Bestände neigen zur Bultbildung, häufen Streufilzdecken an und bestocken sich nicht selten allmählich mit Faulbaum- und/oder Fichten-Aufwuchs.

Natürliche Vorkommen besitzt das SCHOENETUM FERRUGINEI (wenn auch in etwas anderer, artenärmerer Zusammensetzung, als sie regelmäßig gemähte Sekundärbestände aufweisen) in von Ca (HCO₃)₂-haltigem Oberflächenwasser durchströmten Übergangsmoorkomplexen (z.B. zwischen den Weghaus- und den Schmatzerköcheln im Murnauer Moos) sowie in stark quelligen Flutrinnen über kalkreichem Sediment entlang des Lechs und der Isar (heute noch schön beobachtbar zwischen dem Sylvensteinspeicher und Vorderriß). Die natürlichen Flutrinnen-Vorkommen des SCHOENETUM FERRUGINEI sind Wuchsorte der Steinbrecharten *Saxifraga aizoides* und *S. mutata* (heute sehr selten geworden!), die natürlichen Übergangsmoor-Standorte des SCHOENETUM Wuchsorte von *Eriophorum gracile* und der subarktischen Moosart *Cinclidium stygium*.

Literatur:

- Grundlagen: GÖRS (1963: 9ff./ 1977: 250ff.)
- Voralp. Hügel- und Moorland: VOLLMAR (1947:76ff.), LANGER (1958: 362ff.), EICKE-JENNE (1960: 482ff.), BRAUN (1968: 61ff.; hier eine besonders eingehende Darstellung der praealpinen Vorkommen hinsichtlich ihrer floristischen Struktur und der synsystematischen Gliederungsmöglichkeiten).

Anmerkungen:

Die oft wenig ausgedehnten, lateralen Störeinflüssen ausgesetzten, bei hydrologischer Schädigung nicht mehr regenerierbaren Kopfried-Bestände in Quellmooren bedürfen der besonderen pflegerischen Aufmerksamkeit des Naturschutzes!

• Kopfbinsenried mit *Schoenus nigricans* als Hauptbestandesbildner

Syntaxonomische Bezeichnung:

SCHOENETUM NIGRICANTIS W. KOCH 1926.

Synonyme:

ORCHIO-SCHONENETUM NIGRICANTIS (W.KOCH) OBERD. 1957.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Das *SCHOENETUM NIGRICANTIS* wird vom Schwarzen Kopfried aufgebaut und gedeiht im Vergleich zum *SCHOENETUM FERRUGINEI* an oft noch nasser Standorten und zeigt zudem eine noch stärkere Bindung an Kalkstandorte. An kalk-oligotrophen Klarwasserseen folgt das *SCHOENETUM NIGRICANTIS* gewöhnlich auf Bestände des Schneidrieds (*CLADIETUM MARISCI*) und der Grauen Seebirse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) und gedeiht bevorzugt auf Kalkschlamm- und Seekreideböden (vgl. ZOBRIST 1935: 29f.); gelegentlich stößt es an solchen Seen bis zur Wasserlinie vor. In Quellhangmooren, in denen *Schoenus nigricans* ebenfalls als Hauptbestandbildner auftreten kann, wird das Schwarze Kopfried nicht selten von der Stumpfbliätigen Binse (*Juncus subnodulosus*) begleitet. Überall dort im Alpenvorland, wo in Quellhangmooren beide Kopfried-Gesellschaften anzutreffen sind, besetzt das *SCHOENETUM NIGRICANTIS* in der Regel die Stellen mit der stärkeren Quellschüttung.

Die Bestände des Schwarzen Kopfrieds sind gewöhnlich artenärmer als die des *SCHOENETUM FERRUGINEI*, dafür treten in diesem stärker Arten der Kalk-Quellmoorschlenken wie *Eleocharis quinqueflora* und die Moosart *Scorpidium scorpioides* mit samt dem Mittleren Wasserschlauch (*Utricularia intermedia*) hervor. Die als Charakterart des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* angegebenen Orchideen-Arten *Spiranthes aestivalis* und *Orchis palustris* (vgl. GÖRS 1977: 250) kommen zumindest an den noch erhalten gebliebenen Wuchsorten in Bayern in anderen Gesellschaften vor: die Sommer-Drehwurz im *SCHOENETUM FERRUGINEI*, das Sumpf-Knabenkraut in zum *CALTHION* tendierenden Steifseggenriedern und ebenfalls im *SCHOENETUM FERRUGINEI* (siehe auch Besprechung der Einzelarten, Kap. 1.4.2.1.5, S. 54). Von den seltenen Orchideen-Arten läßt sich in heute noch existenten Beständen des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* in Bayern am ehesten die Glanzstendel (*Liparis loeselii*) antreffen.

Entlang der Unteren Isar, der Donau und im Schweinfurter Trockengebiet waren früher Bestände des Schwarzen Kopfrieds verbreitet, die offenbar wesentlich artenreicher waren als die heute noch vorhandenen praealpinen Vorkommen dieser Gesellschaft. Anscheinend deckte das *SCHOENETUM NIGRICANTIS* in den Stromtalebenen eine größere standörtliche Spanne ab als im Alpenvorland. Es stieß in den mäßig nassen Standortsbereich vor, bildete Ausbildungen mit der nässemeidenden Spargelschote (*Tetragonolobus maritimus*) (vgl. GÖRS 1977: 250) und grenzte unmittelbar an das *MOLINION* an, wie es seinerzeit KORNECK (1962: 40) in der Unkenbachniederung bei Grettstadt noch beobachten konnte. Es ist fraglich, ob nur mäßig nasse, artenreiche Ausbildungen des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* im Alpenvorland jemals vorgekommen sind, da dort der hierfür geeignete Standortsbereich vom *SCHOENETUM FERRUGINEI* eingenommen wird, das den Tieflagen fehlt.

Mit Ausnahme des Sippenauer Moores im Lkr. Kelheim sind heute sämtliche Tieflagen-Vorkommen

(unter 400 Meter ü. NN) des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* in Bayern zerstört oder so degradiert, daß sich Vergleiche mit den praealpinen Ausbildungen nicht mehr ziehen lassen.

Verbreitung:

Heute nur noch im westlichen Ammer-Loisach-Hügelland, im westlichen Rosenheimer Becken und nordwestlich des Chiemsees zerstreut auftretende, ansonsten in Bayern sehr selten gewordene, zumeist vom Aussterben bedrohte Pflanzengemeinschaft.

In Südwest-Bayern ist das *SCHOENETUM NIGRICANTIS* am Bodensee und in einem bedeutsamen Bestand bei Memmingen (Benninger Ried; vgl. LANGER 1958: 359ff.) erhalten. Im Ammer-Loisach-Hügelland besitzt das *SCHOENETUM NIGRICANTIS* seine bedeutendsten Wuchsorte im Murnauer Moos und im Osterseegebiet, wo es jeweils in der Umgebung von Kalk-Klarwasserseen wie dem Krebssee, dem Quellaufbruchsee nordöstlich des Steinköchels (bde. im Murnauer Moos, vgl. VOLLMAR 1947: 75) und dem Lustsee (Osterseegebiet) gedeiht. Die Vorkommen am Krebssee und am Steinköchel stellen wohl die mit Abstand großflächigsten, noch erhaltenen Bestände des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* im südlichen Mitteleuropa dar. National bedeutsam sind in jedem Fall auch die *Schoenus nigricans*-Bestände in den Leitenhängen des südöstlichen Ammerseebeckens zwischen Herrsching und Pähl sowie in den östlichen Leitenhängen des Isartales zwischen Puppling und Bad Tölz. Hervorhebenswert sind ferner die Vorkommen im Herrschinger Moos/STA und in den Bach-Quellmooren bei Huglfing/WM und Etting/WM.

Einen weiteren Vorkommensschwerpunkt des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* bildet das Inn-Chiemsee-Vorland, wo die Gesellschaft im westlichen Rosenheimer Becken im Auer Weidmoos bei Bad Feilnbach noch über großflächige Bestände verfügt. Hochwertige Vorkommen weist dieser Naturraum ferner noch im Grabenstätter Moos und im Bergener Moos südöstlich des Chiemsees, im Burger Moos am Hofstätter See nordöstlich von Rosenheim sowie in einem Hangquellmoor bei Lungham auf.

Bei den Vorkommen entlang der Unteren Isar und des Lechs sowie im Tertiärhügelland handelt es sich zumeist nur noch um letzte, völlig verfremdete Gesellschaftsrelikte. Eine Ausnahme bildet lediglich das Sippenauer Moos im Lkr. Kelheim, das noch über einigermaßen intakte Bestände des Schwarzen Kopfrieds verfügt.

Die (ehemaligen) Vorkommen nördlich der Donau in der Unkenbachniederung, in der Rhön und im Ries umfassen nur noch wenige Horste des Schwarzen Kopfrieds und sind durch Entwässerung so stark geschädigt, daß eine Rettung wohl nicht mehr möglich ist. Gesellschaftsbildend tritt *Schoenus nigricans* dort nicht mehr auf.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

Ahemerob bis oligohemerob. Bei den Vorkommen im Umfeld der Quellaufbruchseen im Murnauer Moos und im Osterseegebiet handelt es sich sicher teilweise um natürliche Bestände des *SCHOENETUM*

NIGRICANTIS, die durch Streunutzung wohl peripher erweitert wurden. Natürliche Kernbereiche des SCHOENETUM NIGRICANTIS weisen mit Sicherheit auch die Kopfried-Bestände des Benninger Riedes auf. Die starke Quellschüttung in diesem Moorgebiet führte zur Entstehung natürlich waldfreier Bereiche.

Hangquellmoor-Vorkommen wie in den Ammersee- und Isarleiten sind zumindest in den heutigen Ausdehnungen im wesentlichen nutzungsbedingt, scheinen jedoch im Brachefall -sofern der Wasserhaushalt nicht gestört ist-, auch über Zeiträume von drei bis vier Jahrzehnten weithin offen zu bleiben. Vermutlich wurden die Bestände des Schwarzen Kopfrieds gewöhnlich im unregelmäßigen Turnus im Spätherbst gemäht oder durch triftweideartige Rinderbeweidung offengehalten. Für das Murnauer Moos gibt VOLLMAR (1947:76) als Nutzung der SCHOENETUM NIGRICANTIS-Bestände eine Mahd im zweijährigen Turnus an.

In den tiefgelegenen Stromtalebenen scheint es sich zumindest bei manchen +/- artenreichen *Schoenus nigricans*-Beständen um regelmäßig streugennutzte und stärker nutzungsabhängige Ausbildungen dieser Gesellschaft gehandelt zu haben (gilt v.a. für die *Tetragonolobus maritimus*-Ausbildung).

Literatur:

- Grundlagen: ZOBRIST (1935), LANGER (1958; Vegetationstabellen und ökologische Untersuchungen), GÖRS (1977: 250);
- Regionalstudien: VOLLMAR (1947:73ff.), EICKE-JENNE (1960: 478ff.), KORNECK (1963: 40), BRAUN (1968: 59ff.).

Anmerkungen:

Die Studie von ZOBRIST (1935) zum SCHOENETUM NIGRICANTIS ist wegen der sehr umfassenden standörtlichen Erkundungen und den vergleichenden Darstellungen mit dem CLADIETUM, dem SCHOENETUM FERRUGINEI und dem MOLINION nachwievor von grundlegender Bedeutung für das Verständnis dieser Gesellschaft.

• Herzblatt-Braunseggensumpf i.e.S.

Syntaxonomische Bezeichnung:

PARNASSIO-CARICETUM FUSCAE (OBERD.) em. GÖRS 1977.

Synonyme:

CAMPYLIO-CARICETUM DIOICAE em. DIERSSEN 1982.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Bei dem PARNASSIO-CARICETUM FUSCAE handelt es sich um eine weniger klar gefaßte Assoziation als es beim Davallseggenried und den Kopfbinsenriedern der Fall ist. Dieser Assoziation werden nach GÖRS (1977: 242) auch von TRICHOPHORUM CESPITOSUM beherrschte Vegetationsbestände zugeordnet, die wir wegen ihrer physiognomischen und geographischen Eigenständigkeit unter "Haarbinsen-Bestände" gesondert behandeln.

Die Herzblatt-Braunseggenstümpfe im engeren Sinn werden im wesentlichen von der namengebenden *Carex fusca* beherrscht, wobei faziesbildend *Juncus filiformis* und *Eriophorum angustifolium* auftreten können. Unter den Kleinseggen sind *Carex pulicaris* und *Carex demissa* (Kleinart des *Carex flava*-Aggregates) für den Herzblatt-Braunseggensumpf besonders charakteristisch. Beide Kleinseggen-Arten fehlen ausgesprochen sauren Braunseggen-Beständen.

Der Herzblatt-Braunseggensumpf ist eine Kleinseggenengesellschaft auf nassen bis mäßig nassen, kalkarmen, jedoch zumeist recht basenreichen und daher zumeist nur schwach sauren, nährstoffarmen Naß- und Anmoor-Gleyen, gelegentlich auch Moor-Gleyen über kalkarmen, aber basenreichen Gesteinsunterlagen wie Granite und Gneise.

Deutliche Vorkommensschwerpunkte in dieser Gesellschaft haben insbesondere der Siebenstern (*Tridentalis europaea*), außerdem der Kronenlattich (*Calyocorsus stipitatus*). Häufiger als in ausgesprochenen Kalk-Kleinseggenriedern tritt im Herzblatt-Braunseggensumpf das Gewöhnliche Fettkraut (*Pinguicula vulgaris*) auf. Eine weitere attraktive Art, die in dieser Gesellschaft einen Vorkommensschwerpunkt besitzt, ist der Sumpf-Tarant (*Swertia perennis*). Zu den Arten, die im Herzblatt-Braunseggensumpf mit recht hoher Stetigkeit auftreten, den typischen Kalk-Kleinseggenriedern (CARICION DAVALLIANAE) jedoch fehlen, zählen *Agrostis canina*, *Carex echinata*, *Comarum palustre*, *Viola palustris*, *Menyanthes trifoliata* und speziell in den ostbayerischen Grenzgebirgen *Pedicularis silvatica*. Umgekehrt fehlen dem typischen Herzblatt-Braunseggensumpf in Kalk-Kleinseggenriedern hochstete Arten wie *Tofieldia calyculata*, *Carex davalliana*, *Carex hostiana*, *Eriophorum latifolium* und *Epipactis palustris*, die nur in Übergangsformen zum CARICION DAVALLIANAE auftreten.

Unter den Bryophyten beteiligen sich im Herzblatt-Braunseggensumpf besonders *Sphagnum recurvum* agg. (hauptsächlich *S. fallax* und *S. flexuosum*), *Sphagnum subsecundum*, *Drepanocladus exannulatus* und *Polytrichum commune* am Aufbau der Moosschicht.

Verbreitung:

In Bayern hat der Herzblatt-Braunseggensumpf im Vorderen Bayerischen Wald (Lkr. Straubing, Degendorf, Passau), im Inneren Bayerischen Wald (Lkr. Freyung-Grafenau), im Oberpfälzer Wald (Lkr. Cham und Tirschenreuth) und im Fichtelgebirge (Lkr. Bayreuth und Wunsiedel) seine Vorkommensschwerpunkte. Darüber hinaus kommt die Gesellschaft im Frankenwald (Lkr. Kronach), im Spessart (Lkr. Miltenberg) und in der Rhön (Lkr. NES) vor.

Typische Ausbildungen der Gesellschaft fehlen in Südbayern. Lediglich im Oberallgäu und in den Trauchgauer Voralpen (z.B. Gemeindebereich Wildsteig) gibt es Kleinseggenrieder, die in Struktur und floristischer Zusammensetzung sich an den Herzblatt-Braunseggensumpf anlehnen, aber zumeist von *Trichophorum Cespitosum* beherrscht werden.

Hemerobiegrad/Nutzungsabhängigkeit:

Oligohemerob bis mesohemerob. Die Herzblatt-Braunseggensümpfe sind durch menschliche Nutzungen geschaffene Vegetationsbestände, die früher als einschürige Streuwiesen genutzt wurden, gelegentlich auch in Weideflächen miteinbezogen waren. Aufgelassene Herzblatt-Braunseggensümpfe neigen häufig zur allmählichen Bewaldung mit Fichte, zur Vermoosung mit den Kleinarten des *Sphagnum recurvum*-Aggregates. Ausläufer-treibende Cyperaceen wie *Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata* und *Carex fusca* werden bei Brache begünstigt, Rosetten- und Horstpflanzen gehen zurück.

Literatur:

GÖRS (1977: 241ff.), PHILIPPI (1963: 132ff.).

- **Braunseggen-Sumpf**

Syntaxonomische Bezeichnung:

CARICETUM FUSCAE BR.-BL. 1915.

Synonym:

CARICANESCENSTIS-AGROSTIETUM CANINAE TX. 1937.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Kleinseggen-Gesellschaft auf nassen, basen- und nährstoffarmen, zumeist deutlich bis stark sauren (pH um 5), torfigen Böden. Die Gesellschaft kommt vor allem in Regionen mit basenarmen Ausgangsgesteinen sowie häufig im Randbereich von Hochmooren, sehr armen Übergangsmooren oder in der Randzone von den Schwingdecken dystropher Moorseen vor.

Hauptbestandsbildner sind neben *Carex fusca* vor allem *Carex echinata*, *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, aspektbildend tritt mitunter *Juncus filiformis* auf. Als hochstete Arten können darüber hinaus noch *Viola palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Agrostis canina*, *Potentilla erecta* und *Comarum palustre* gelten; weitere Arten treten nur in geringer Stetigkeit hinzu. In der Mooschicht herrschen zumeist *Sphagnum*-Arten vor, wobei zumeist *Sphagnum fallax* den Ton angibt, aber auch *Sphagnum subsecundum* stark hervortreten kann. Unter den Laubmoosen finden sich am häufigsten *Aulacomnium palustre*, *Calliargon stramineum*, *Drepanocladus exannulatus* und *Polytrichum commune* ein.

Vom Herzblatt-Braunseggensumpf ist das CARICETUM FUSCAE, dem *Carex pulicaris*, *Carex demissa*, *Carex panicea*, *Pinguicula vulgaris*, *Succisa pratensis*, *Swertia perennis* und basenbedürftige Moose wie *Campylium stellatum* fehlen, lediglich negativ durch das Fehlen basenbedürftiger Arten getrennt.

Verbreitung:

In den ostbayerischen Grenzgebirgen Vorderer und Innerer Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald und Fichtelgebirge ist die Gesellschaft wie beschrieben im Umfeld von Hochmooren, armen Übergangsmooren und am Rande dystropher Moorseen zu finden, kommt aber auch in nur gering mit Basen versorgten Quellmooren vor. An entwaldeten Hoch-

moor-Laggs kommt der Braunseggen-Sumpf zerstreut auch im südlichen Alpenvorland vor, z.B. im Mangfall-Vorland (G. SCHNEIDER 1992, mdl.) und im Trauchberg-Vorfeld. Sehr artenarme Braunseggen-Sümpfe treten darüber hinaus in den Oberallgäuer Alpen, seltener auch in den Bayerischen Alpen auf. Weitere Vorkommen des CARICETUM FUSCAE sind in Bayern im Odenwald und im Spessart (in quellmoor-artigen Lebensräumen) bekannt.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

(A)hemerob-oligohemerob. Innerhalb von Schwingdeckenmooren kommt das CARICETUM FUSCAE als natürliche Pflanzengemeinschaft vor, die keiner Pflege bedarf und nutzungsunabhängig ist. Braunseggen-Sümpfe in nassen Quellhangmooren und in den peripheren Lagg-Bereichen von Hochmooren verdanken zwar ihre Existenz dem Menschen, bedürfen aber der Mahd offenbar nur in einem unregelmäßigen Turnus. Über mehrere Jahre hinweg kann die Mahd ausgesetzt werden, ohne daß nennenswerte Veränderungen (z.B. in Richtung Bewaldung) zu verzeichnen wären.

Literatur:

GÖRS (1977: 240f.), DIERSSSEN & DIERSSSEN (1984: 59f.).

- **Mehlprimel-Haarbinsen-Bestände**

Syntaxonomische Bezeichnung:

DREPANOCLEADO REVOLVENTIS - TRICHOPHORETUM CESPITOSI Norh. 1928 em. DIERSSSEN 1982.

Synonyme:

PARNASSIO-CARICETUM FUSCAE OBERD: 1957 em. GÖRS apud OBERD. 1977 p.p. für von *Trichophorum cespitosum* beherrschte Vegetationsbestände.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Auf nassen, mutmaßlich recht basenreichen Standorten in montanen, niederschlagsreichen Lagen am Alpenrand kommen minerotrophente Haarbinsen-Bestände vor, denen Kalkflachmoor-Arten wie *Primula farinosa* und *Tofieldia calyculata* sowie Basenzeiger wie *Eriophorum latifolium*, *Bartsia alpina*, *Parnassia palustris*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Swertia perennis* und *Carex pulicaris* beigemischt sind. Teilweise neigen die Bestände zur Vermoosung mit den Arten der *Sphagnum warnstorffii*-Gruppe (vgl. Kap. 1.4.2.2.1), teilweise geben Braunmoose wie die beiden basenbedürftigen Amblystegiaceen *Drepanocladus revolvens s.l.* und *Campylium stellatum* den Ton an.

In ihrer floristischen Struktur erinnern die Mehlprimel-Haarbinsen-Bestände stark an vergleichsweise kalkarme Ausbildungen des SCHOENETUM FERRUGINEI (Ausfall ausgesprochen calciophiler Arten wie *Gentiana clusii*, *Aster bellidiastrum* usw.), wobei der Hauptunterschied darin besteht, daß in einem Fall *Trichophorum cespitosum*, im anderen *Schoenus ferrugineus* der Hauptbestandbildner ist.

Verbreitung:

Mehlprimel-Haarbinsen-Bestände sind vor allem in besonders niederschlagsreichen, montan gelegenen Regionen des unmittelbaren Alpenvorfelds und der Alpentäler verbreitet. Schwerpunktorkommen befinden sich im Trauchberg-Vorfeld im Raum Schönberg, Wildsteig, Wies und Steingaden (alle Lkr. Weilheim-Schongau) und Bayersoi (Lkr. GAP). Mindestens ebenso bedeutsam sind die Vorkommen dieser Gesellschaft im Oberallgäu, in dem diese weitaus häufiger ist als das Mehlprimel-Kopfbinsenried.

Insgesamt wurde bisher auf die Verbreitung der Mehlprimel-Haarbinsen-Bestände in Bayern, die in den beiden genannten Gebieten das Mehlprimel-Kopfbinsenried weitgehend vertreten, noch nicht genügend geachtet.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

Oligohemerob - mesohemerob. Die uns aus eigener Anschauung bekannten Vorkommen verdanken allesamt ihre Existenz der menschlichen Nutzung. Die Streunutzung erfolgte anscheinend in derselben Weise wie die der Mehlprimel-Kopfbinsenrieder. Bereits im Einzugsbereich von Alpen und Almen gelegene Haarbinsen-Bestände wurden regelmäßig durch Rinder beweidet und offengehalten. Bei Brache neigen die Mehlprimel-Haarbinsenbestände zur Vermoosung mit Torfmoosen (auch mit ombrotrophenten Arten wie *Sphagnum magellanicum*), außerdem zur Bewaldung mit der Fichte.

Literatur:

DIERSSEN & DIERSSEN (1984: 71ff., befassen sich ausschließlich mit Beständen des DREPANOCLADO-TRICHOPHRETUM des Schwarzwaldes, denen *Primula farinosa* fehlt), KAULE (1974: 266f.) befaßt sich lediglich mit ombrotrophenten Ausbildungen von Haarbinsen-Beständen.

Anmerkungen:

Bestandsbildende, sehr artenarme *Trichophorum cespitosum*-Bestände gibt es auf streugennutzten Hochmoorteilen, wobei auch für diese Gemeinschaft als Hauptverbreitungsgebiete das alpennahe Alpenvorland (z.B. im Murnauer Moos) und die Alpentäler genannt werden können.

Auf verdichteten Torfen in Gebirgsmooren über 1100 Meter ü. NN kommt das SPHAGNO COMPACTI-TRICHOPHRETUM vor, das vor allem in mineralisch beeinflussten Stillstands- und Erosionskomplexen gedeiht. Die Bestände dieser Gesellschaft sind häufig durch den Almbetrieb (Rindertriftweide) mitbeeinflusst, gelegentlich wurden sie wohl auch gemäht.

Trichophorum cespitosum bildet darüber hinaus aspektbildende Bestände auch in wachsenden, hydrologisch unversehrten Hochmooren des Trauchbergvorfeldes (vgl. KAULE 1974: 266f.), z.B. im Kläperfilz bei der Wieskirche, die als natürlich und

vollkommen pflegeunabhängig gelten können. Hochmoor-Ausbildungen mit *Trichophorum cespitosum* gibt es in mehreren hochgelegenen Hochmooren der Täler der Bayerischen Alpen sowie des Oberallgäus. Für diese Hochmoor-Vorkommen von Haarbinsen-Beständen sind die Gesellschaftsbezeichnungen ERIOPHORO-TRICHOPHORETUM CESPITOSI (bei DIERSSEN & DIERSSEN 1984: 105ff.) und TRICHOPHORUM - GYMNOCOLEA INFLATA -Gesellschaft (bei KAULE 1974: 266f.) verwendet worden.

Ebenfalls bestandsbildend kann die Alpen-Haarbinse (*Trichophorum alpinum*) auftreten. Allerdings handelt es sich hierbei nicht um "Streuwiesen-Gesellschaften", sondern um Vegetationsbestände in deutlich basen-beeinflußten, natürlichen Übergangsmoorkomplexen. Alpenhaarbinsenbestände wurden wegen ihrer Trockenheit allenfalls in extremen Trockenjahren gemäht.

1.4.3.3 Binsen-Sümpfe und Binsen-Quellrieder

In Streuwiesen-Lebensräumen sind für quellige, mäßig nährstoffreiche Standorte Binsen-Gesellschaften charakteristisch, die auf kalkreichem Substrat von der Stumpfblütigen Binse (*Juncus subnodulosus*), auf kalkarmen Standorten von der Spitzblütigen Binse (*Juncus acutiflorus*) gebildet werden. Das JUNCETUM SUBNODULOSI wird zwar synsystematisch den Feuchtwiesen (CALTHION) zugeordnet (vgl. OBERDORFER 1983), ist aber räumlich, ökologisch und standörtlich mit den Kalk-Pfeifengraswiesen und den Kalk-Kleinseggenriedern (CARICION DAVALLIANAE) eng verzahnt. Zudem wurden diese Binsenbestände traditionell als Streuwiesen genutzt, so daß sie zweifelsfrei als Bestandteil der Streuwiesen-Lebensräume gelten müssen*.

• Gesellschaft der Stumpfblütigen Binse, Knotenbinsen-Wiese, Streubinsen-Wiese**Syntaxonomische Bezeichnung:**

JUNCETUM SUBNODULOSI W. KOCH 1926.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Die Gesellschaft der Stumpfblütigen Binse hat ihren Vorkommensschwerpunkt auf quelligen, sehr nassen, kalkreichen, mäßig nährstoffreichen (+/- mesotrophen) Standorten. Sie wird physiognomisch völlig von *Juncus subnodulosus* beherrscht und kann im Umfeld von Quellaufläufen und dergleichen in sehr artenarmen, fast artreinen Beständen auftreten, an denen sich die Stumpfblütige Binse nicht selten mit *Cladium mariscus*, *Schoenus nigricans*, gelegentlich auch mit *Carex rostrata* mischt.

Die Knotenbinsen-Bestände der Quellhangsümpfe, Quellhangmoore sowie +/- quelliger oder wenig-

* Beide Gesellschaften können auch in Feuchtwiesen-Lebensräumen vorkommen, so daß sie auch im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" behandelt werden.

stens durchströmter Niedermoore sind jedoch zu meist recht artenreich und vorwiegend mit Arten der Kalk-Kleinseggenrieder (CARICION DAVALLIANAE) und der Feuchtwiesen (CALTHION), weniger der Pfeifengraswiesen (MOLINION) ausgestattet.

Unter den Kalkflachmoorarten tritt vor allem die Orchideen-Art *Epipactis palustris* auffallend häufig in Knotenbinsen-Beständen auf, außerdem auch *Dactylorhiza incarnata*, *Eriophorum latifolium*, *Carex davalliana*, *Juncus alpino-articulatus*, im Alpenvorland auch *Schoenus*-Arten und *Primula farinosa*. Der oft schon mesotraphente Charakter des JUNCETUM SUBNODULOSI findet in dem Auftreten von Feuchtwiesen-Arten wie *Angelica silvestris*, *Valeriana dioica*, *Trollius europaeus*, *Ranunculus acris*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus uliginosus*, *Myosotis palustris*, *Crepis paludosa*, *Equisetum palustre*, *Sanguisorba officinalis* und *Cirsium palustre* seinen Ausdruck. Unter den Pfeifengraswiesen-Arten sind in Knotenbinsen-Wiesen mit hoher Stetigkeit nur *Potentilla erecta*, *Succisa pratensis* und *Molinia caerulea* anzutreffen.

Die Kryptogamenschicht spiegelt ebenfalls die Mittelstellung des JUNCETUM SUBNODULOSI zwischen dem CARICION DAVALLIANAE und dem CALTHION wider. Zu den mesotraphenten Moosarten, die mit hoher Stetigkeit im Knotenbinsen-Sumpf anzutreffen sind, gehören *Calliargonella cuspidata* und *Climacium dendroides*, zu den kalk-oligotraphenten Arten, für die dies zutrifft, *Drepanocladus revolvens* s.l. und *Campylium stellatum*.

Verbreitung:

In Bayern kommt die subatlantisch-submediterrane verbreitete Gesellschaft zerstreut südlich der Donau vor, in Nordbayern ist sie auf das Schweinfurter Trockengebiet beschränkt, dort inzwischen sehr selten geworden und akut gefährdet.

Seine Hauptverbreitung hat die Knotenbinsen-Gesellschaft im Voralpinen Hügel- und Moorland. Auch in diesem Naturraum sind markante Vorkommensschwerpunkte wie im Bodenseegebiet, im südwestlichen Unterallgäu, im mittleren Ammer-Loisach-Hügelland, im Rosenheimer Becken und im Chiemseegebiet vorhanden. Zugleich zeigt dort das JUNCETUM SUBNODULOSI im Voralpinen Hügel- und Moorland weite Verbreitungslücken. So fehlt die Gesellschaft praktisch im gesamten Ostallgäu und im westlichen Oberland zwischen der Wertach und der Ammer; ebenso fällt sie zwischen der Isar und dem Rosenheimer Becken im Mangfall-Vorland aus.

Außerhalb des Voralpinen Hügel- und Moorlands tritt die Knotenbinsen-Gesellschaft +/- zerstreut vor allem im nordwestlichen Tertiärhügelland und entlang des Lechs unterhalb von Landsberg auf. Sehr spärlich kommt die Gesellschaft heute nur noch in der Münchener Ebene und entlang der Isar (bis zur Mündung) und in den Iller-Lech-Donau-Platten vor.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

Ahemerob - oligohemerob - mesohemerob. An Quellaufbrüchen, kalkoligotrophen Seen, auch in kalkoligotrophen Fließgewässern (z.B. Moosach bei

Freising, Rechtach im Murnauer Moos) kommen natürliche Bestände von *Juncus subnodulosus* vor. Die oft hektargroßen Niedermoor- (z.B. im östlichen Murnauer Moos) und Quellhangsumpf-Vorkommen stellen Ersatzgesellschaften von Erlen-Eschenwäldern (z.B. EQUISETO TELMATEIAE-FRAXINETUM) und Erlen-Sumpfwäldern (CALTHA PALUSTRIS-ALNUS GLUTINOSA-GESELLSCHAFT) dar.

Früher wurden die Knotenbinsen-Wiesen in der Regel als Streuwiesen genutzt. Nach VOLLMAR (1947: 86) galten die Knotenbinsen-Wiesen zwar durchaus als produktive und ergiebige Streuflächen, waren aber wegen der Halmhärte der Stumpfbliätigen Binse nicht besonders geschätzt. Vor der Einstreu in den Kuhstall wurde die *Juncus*-Streu daher zunächst in die *Molinia*-Streu eingemischt.

Bei Brache bilden sich in *Juncus subnodulosus*-Beständen rasch Streufilzdecken aus, die zu einer rapiden Artenverarmung führen. Artenreiche Ausbildungen sind zu ihrer Erhaltung auf eine im regelmäßigen Turnus stattfindende, einschürige Mahd angewiesen.

Literatur:

VOLLMAR (1947: 83ff.), LANGER (1958: 364), EICKE-JENNE (1960: 492ff.), BRAUN (1968: 80ff.), OBERDORFER (1983: 368f.).

• Gesellschaft der Spitzblütigen Binse, Waldbinsen-Sumpf

Syntaxonomische Bezeichnung:

JUNCETUM ACUTIFLORI Br.-Bl. 1915.

Synonyme:

CREPIDO-JUNCETUM ACUTIFLORI OBERD. 1957.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Die physiognomisch der Knoten-Binse außerordentlich ähnliche Spitzblütige Binse bildet mit dem Waldbinsen-Sumpf eine Gesellschaft aus, die dem Knotenbinsen-Sumpf im Erscheinungsbild überraschend ähnlich sieht. Standörtlich schließen sich allerdings die beiden Gesellschaften aus. Während *Juncus subnodulosus* als ausgesprochener Kalkzeiger gelten kann, gilt für die Spitzblütige Binse das Gegenteil: sie besiedelt zwar gelegentlich mäßig basenreiche (vgl. GÖRS 1958: 8ff.), jedoch immer kalkarme, oft kalkfreie Standorte. Hinsichtlich der trophischen Niveaus, der erforderlichen Nässegrade und der Quelligkeit des Standorts weisen beide Gesellschaften in etwa dieselben Ansprüche auf: auch der Waldbinsen-Sumpf gedeiht vorzugsweise auf nassen bis mäßig nassen, durchsickerten, mäßig nährstoffreichen (mesotrophen) Standorten.

Im Waldbinsen-Sumpf sind in hoher Stetigkeit die CALTHION-Arten *Lotus uliginosus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Crepis paludosa*, *Dactylorhiza majalis*, *Polygonum bistorta*, *Valeriana dioica*, *Cirsium palustre* sowie einige MOLINIETALIA-Arten wie *Molinia caerulea*, *Succisa pratensis*, *Galium uliginosum*, *Carex panicea* und *Potentilla erecta* anzutreffen.

Analog wie beim JUNCETUM SUBNODULOSI Arten der Kalk-Kleinseggenrieder auftreten, ist in Beständen von *Juncus acutiflorus* häufig die Grundarten-Garnitur des Braunseggen-Sumpfes wie *Carex fusca*, *Carex echinata*, *Agrostis canina*, *Eriophorum angustifolium* und *Viola palustris* vorhanden; trockenere Ausbildungen des JUNCETUM ACUTIFLORI zeichnen sich durch die Beimischung einiger NARDION- und VIOLION CANINAE-Arten aus.

Verbreitung:

Waldbinsen-Sümpfe kommen über ganz Bayern hinweg zerstreut vor, zeigen jedoch regionale Verdichtungen und regionale Verbreitungslücken. Die reichsten und großflächigsten Bestände haben die Buntsandstein-Gebiete Nordwest-Bayerns wie der Odenwald, der Spessart und die Vorderrhön aufzuweisen, in denen das kalkmeidende und subatlantisch verbreitete JUNCETUM ACUTIFLORI die günstigsten Lebensbedingungen in Bayern vorfindet.

Zerstreut in ebenfalls noch großflächigen, guterhaltenen, quellhangmoorartigen Beständen ist diese Gesellschaft in den ostbayerischen Grenzgebirgen (Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald, Vorderer und Innerer Bayerischer Wald) anzutreffen. In den Keupersandstein-Gebieten Mittelfrankens ist *Juncus acutiflorus* noch recht häufig, kommt zumeist aber nur in kleinflächigen Beständen vor.

In Südbayern ist das JUNCETUM ACUTIFLORI vor allem in basenarmen Abschnitten der Iller-Lech-Donau-Platten (zum Beispiel in den Waldgebieten nordwestlich von Augsburg) und im Tertiärhügelland +/- zerstreut anzutreffen. Im Voralpinen Hügel- und Moorland und im Alpenraum klaffen weite Verbreitungslücken: die kalkreichen Teilgebiete Ostallgäuer Hügelland, westliches und mittleres Ammer-Loisach-Hügelland werden von *Juncus acutiflorus* vollständig ausgespart.

Im Inn-Chiemsee-Vorland, das sich durch ein weniger kalkreiches Moränenmaterial auszeichnet, tritt *Juncus acutiflorus* dagegen nahezu recht häufig auf. Großflächige Bestände sind jedoch auch dort selten, zumeist werden wie im Mangfall-Vorland Arrondierungsbereiche von Hochmooren und Pseudo-Hochmooren von *Juncus acutiflorus* eingenommen. Zerstreut tritt die Spitzblütige Binse im Salzachvorland und im Westallgäu auf.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

Oligohemerob bis mesohemerob. Das JUNCETUM ACUTIFLORI wurde traditionell einschürig gemäht (vgl. OBERDORFER 1983: 381) und zumeist als Streuwiese genutzt. In den Vorzügen und in den Nachteilen gleicht es in den Streu-Eigenschaften den *Juncus subnodulosus*-Beständen: die Streu ist zwar von der Menge her recht ergiebig, aber harthalmig. Zweifelsfrei natürliche Vorkommen der *Juncus acutiflorus*-Gesellschaft sind uns aus Bayern nicht bekannt.

Literatur:

OBERDORFER (1983: 381ff.), GÖRS (1958: 8ff.).

1.4.3.4 Großseggen-Streuwiesen, Großseggenrieder, Fadenseggenrieder und Röhrichte

Die Großseggenrieder eignen sich sehr bedingt zur Streunutzung. Die größte Bedeutung für die Streunutzung kommt der Steif-Segge zu. Die Streunutzung von Steifseggen-Riedern führte zur Herausbildung von Steifseggen-Streuwiesen, die sich physiognomisch und in der floristischen Zusammensetzung von ungenutzten Steifseggen-Streuwiesen markant unterscheiden.

Die anderen in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommenden Großseggen-Gesellschaften wie das Schwarzschofseggen-Ried, das Rispenseggen-Ried, das Schnabelseggen-Ried sowie das Schneidried sind zwar streugenutzten Beständen häufig benachbart, eignen sich aber selbst nicht oder nur sehr eingeschränkt zur Streugewinnung und entwickeln daher keine Streuwiesen-Ausbildungen wie das Steifseggenried. Sie werden daher nur kurz übersichtsartig abgehandelt.

Dasselbe gilt für das Fadenseggenried, das nicht zu den Großseggen-Gesellschaften im syntaxonomischen Sinn (MAGNOCARICION) gehört. Wegen seiner häufigen Kontaktlage zu Streuwiesen-Gesellschaften wird es ebenfalls kurz angesprochen.

Das Rohrglanzgrasröhricht (PHALARIDETUM ARUNDINACEAE LIBBERT 1932) und das Schlankseggen-Ried (CARICETUM GRACILIS TX. 1937) sind zumeist Feuchtwiesen benachbart oder stellen wie das Schlankseggenried selbst einen Bestandteil der Feuchtwiesen dar. Für Streuwiesen-Lebensräume sind sie wenig typisch; aus diesem Grunde werden sie im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" ausführlich behandelt. Ebenso wird das Schilf-Röhricht (PHRAGMITETUM COMMUNIS SCHMALE 1939) von der Besprechung ausgespart, da echte Schilfröhrichte praktisch niemals unmittelbar an als Streuwiesen nutzbare Pflanzenbestände anschließen. Allenfalls sind Steifseggen-Schilfröhrichte, die jedoch noch dem MAGNOCARICION zugeordnet werden, in der unmittelbaren Nachbarschaft von Streuwiesen anzutreffen.

• Steifseggen-Streuwiese

Syntaxonomische Bezeichnung:

CARICETUM ELATAE W. KOCH 1926.

Synonyme:

SCORPIDIO-CARICETUM DISSOLUTAE BRAUN 1961.

Standörtliche und floristische Charakterisierung:

Das Steifseggenried besiedelt sehr nasse bis nasse, basenreiche, oft nur mäßig kalkreiche, schwach meso- bis mäßig eutrophe Standorte, so daß der Gesellschaft hinsichtlich des Nässe- und des Nährstofffaktors eine recht weite Spanne beschieden werden muß.

In nassen Steifseggenriedern steht das Wasser gewöhnlich über Flur, sie gelten daher als nicht wald-, oft nicht einmal als baumfähig (vgl. KLÖTZLI

1969: 61f./1973/1978). Auf dem trockenen Flügel seines Vorkommensbereiches besiedelt *Carex elata* waldfähige Standorte; das Steifseggenried kann an solchen Stellen als Ersatzgesellschaft des Schwarzerlenbruchs (CARICI ELONGATAE-ALNETUM GLUTINOSAE) gedeutet werden. Die Streunutzung der Steifseggen-Streuwiesen beschränkte sich im wesentlichen auf den trockenen Flügel des CARICETUM ELATAE. Physiognomisch zeichnen sich Steifseggen-Streuwiesen durch einen rasigen Wuchs aus. Durch die regelmäßige Mahd geht die bültige Wuchsform verloren, die für *Carex elata* vor allem im eutroph-nassen Flügel bezeichnend ist.

Für Steifseggen-Streuwiesen sind zwei Standortbereiche charakteristisch:

- In Auen- oder Überflutungsmooren (vgl. Kap. 1.3.1.2, S. 27) mit ganzjährig hohen Grundwasserständen entwickeln sich auf stark lehmig-sandig durchschlammten Niedermoorböden und auf mineralischen Naßböden (Naßgley) artenreiche, mesotrophe Steifseggen-Streuwiesen.
- In Seebecken-, vor allem aber in Toteiskesselmooren gibt es oligotrophe Steifseggenried-Bestände im Umfeld von Übergangsmoorkernen auf Standorten, die zumindest in trockenen Jahren mähbar sind. Diese Steifseggenbestände sind eher artenarm, als charakteristische Arten sind ihnen die oligotrophente Faden-Segge (*Carex lasiocarpa*) und verschiedene Braunmoosarten (*Drepanocladus revolvens* s.l. sowie *Scorpidium scorpioides*) beigemischt. BRAUN (1968: 29ff.) bezeichnet diese artenarme, rasige, mit oligotraphenten Braunmoosen reich ausgestattete Form des Steifseggenrieds als "SCORPIDIO-CARICETUM DISSOLUTAE".

Die Steifseggen-Streuwiesen auf mesotrophen Auen-Standorten sind heute selten geworden und großflächig und im ungestörten Zustand nur noch in wenigen Mooregebieten des Voralpinen Hügel- und Moorlandes anzutreffen (vgl. Punkt "Verbreitung"). Die Auen-Steifseggen-Streuwiesen sind zumeist mit einigen TOFIELDIETALIA-Arten (*Eriophorum latifolium*, *Schoenus*-Arten) sowie einigen CALTHION-Arten wie *Eleocharis uniglumis*, *Equisetum palustre*, *Sanguisorba officinalis* und *Lychnis flos-cuculi* ausgestattet. Zugleich bergen sie heute in Bayern noch die bedeutsamsten (Rest)Populationen so stark gefährdeter oder attraktiver Arten wie *Carex buxbaumii*, *Iris sibirica*, *Lathyrus palustris* und *Succisa inflexa*, so daß sie für den Artenschutz eine herausragende Bedeutung einnehmen (vgl. Einzelarten-Besprechung im Kap. 1.4.2.1.5, S. 54). Auch *Pedicularis sceptrum-carolinum* besitzt in den Auen-Steifseggen-Streuwiesen einige seiner Wuchsorte.

Die oligotrophe Toteiskesselform der Steifseggen-Streuwiese erreicht für die Erhaltung seltener Arten nicht ganz die Bedeutung der Auen-Steifseggen-Streuwiese. Allerdings verfügt auch sie über die bayerischen Schwerpunktorkommen einiger Arten wie etwa des Strohgelben Knabenkrauts (*Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*; vgl. Einzelartenbesprechung, Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) oder des ex-

trem seltenen, fast ausgestorbenen Moor-Reitgrases (*Calamagrostis stricta*; vgl. QUINGER 1987: 15f.). Darüber hinaus kommt auch in diesem Steifseggen-Streuwiesen-Typ *Carex buxbaumii* (z.B. im nordwestlichen Murnauer Moos, Michlmoor bei Söcking/Lkr. STA) vor.

Verbreitung:

Die Steifseggen-Streuwiese hatte seit jeher ihre Hauptverbreitung in Bayern im Voralpinen Hügel- und Moorland, wo sie hauptsächlich in den großen Seebeckenmooren und in Toteiskesselmooren vorkommt. Auf Auen-Standorten sind insbesondere die Bestände der Steifseggen-Streuwiese im Murnauer Moos, in den Staffelseemooren, im NSG Ammersee-Südufer, in den Loisach-Kochelseemooren, im Rosenheimer Becken (hier v.a. das Auer Weidmoos bei Bad Feilnbach), im Grabenstätter Moos und im Bergener Moos (Lkr. TS) von herausragender, nationaler Bedeutung.

In flußbegleitenden Mooren muß die Steifseggen-Streuwiese auch außerhalb des Voralpinen Hügel- und Moorlandes früher verbreitet gewesen sein, hiervon sind allerdings nur noch wenige Restposten erhalten, z.B. im Zellhofer Moos an der Amper im Lkr. Fürstenfeldbruck, im Weichser Moos an der Glonn im Lkr. Dachau, in winzigen Resten im Isarmündungsgebiet sowie an einigen Stellen entlang der Unteren Rott (Lkr. PAN).

Die oligotrophe Steifseggen-Streuwiese, die vor allem für Toteiskesselmoore (vgl. Kap. 1.3.1.2) typisch ist, besitzt Schwerpunktorkommen in der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte (z.B. besonders schön am Pelhamer See), im Burger Moos am Hofstätter See (Lkr. RO), an den Osterseen (Lkr. WM), in den Toteiskesselmooren des nördlichen Lkr. STA (Wildmoos und Görbelmoos bei Gilching, Schluifelder Moos bei Steinebach) sowie im Ostallgäu (Bsp. Attlesee, Weißensee bei Füssen, Seeger Seen). Sie kommt auch in einigen Seebeckenmooren vor, zum Beispiel im nordwestlichen Murnauer Moos, im NSG Ammersee-Südufer sowie in den Staffelseemooren.

Hemerobiebereich/Nutzungsabhängigkeit:

Schon unter dem Punkt "Standörtliche und floristische Charakteristik" ist darauf hingewiesen worden, daß Steifseggen-Bestände sowohl auf natürlich waldfreien als auch auf waldfähigen Standorten auftreten. Die *Carex elata*-Streuwiesen befinden sich nahezu ausschließlich auf wald- oder wenigstens auf baumfähigen Standorten und verdanken ihre Existenz somit dem Menschen. Die eigentlichen Steifseggen-Streuwiesen sind daher als oligohemerob einzustufen, während natürliche Vorkommen des CARICETUM ELATAE als ahemerob gelten müssen.

Das endogene Sukzessionspotential der Steifseggen-Streuwiesentypen ist jedoch recht unterschiedlich. Die mesotrophen, arten- und oft blütenreichen Auen-Steifseggen-Streuwiesen neigen bei Auflasung zu rascher Umwandlung in Steifseggen-Schilfröhrichte, die schon binnen 10 Jahren floristisch und faunistisch weitgehend entwertet sein

können. Schilffarme Auen-Steifseggen-Streuwiesen werden bei einschüriger, in regelmäßigem Turnus im Spätsommer/Frühherbst durchgeführter Mahd erzeugt, solange das Schilf noch grün ist. *Phragmites australis* wird durch einen Schnitt in dieser Jahreszeit offensichtlich empfindlich geschwächt, bildet niedrigwüchsige und lockerhalmige Herden aus. Auch die Steif-Segge erreicht bei weitem nicht die Wuchshöhe wie in ungemähten Beständen und bleibt rasig, so daß der wertvollen Begleitflora entsprechend mehr Wuchsraum angeboten wird.

Die oligotrophen Steifseggen-Streuwiesen im Umfeld von Übergangsmoorkomplexen in Toteiskessel- und in Seebeckenmooren bleiben nach dem Brachfallen anscheinend über lange Zeiträume recht stabil und verändern sich in ihrer floristischen und physiognomischen Struktur bei weitem nicht so rasch wie die Auen-Steifseggen-Streuwiesen. Für Orchideenarten wie *Dactylorhiza incarnata subsp. ochroleuca*, seltener auch *Liparis loeselii* günstige, niedrig-rasige Strukturen bleiben allerdings auf Dauer wohl nur erhalten, wenn keine Pflegepausen eingelegt werden, die sich länger als 3-5 Jahre hinziehen.

Literatur:

Zu den Steifseggen-Streuwiesen liegt bisher eigentümlicherweise kaum Literatur vor. Eine Ausnahme bildet die Arbeit von BRAUN (1968: 29ff.), die sich mit rasigen Ausbildungen des Steifseggenrieds ("SCORPIDIO-CARICETUM DISSOLUTAE") beschäftigt. Eine allgemeine Übersicht über das CARICETUM ELATAE in Süddeutschland liegt von PHILIPPI (1977: 147) vor.

Anmerkungen:

Zur Verbreitung, zu noch erhaltenen Vorkommen, zum Pflegezustand und zur spezifischen Gefährdung der Steifseggen-Streuwiesen müssen dringend Kenntnislücken geschlossen werden; für gezielte Bestandeserhebungen besteht akuter Handlungsbedarf.

- **Schwarzschofseggen-Ried** (CARICETUM APPROPINQUATAE (W. KOCH 1926) SOO 1938).

Das Schwarzschofseggen-Ried ähnelt in seinen Standort-Ansprüchen dem Steifseggen-Ried, weist aber eine schmalere standörtliche Amplitude auf. Es meidet extrem nasse Standorte und kann sich gewöhnlich nicht bis zur Wasserlinie von Toteislochseen vorschieben wie es das CARICETUM ELATAE vermag. Zugleich meidet es eutrophe Standorte; es kommt am besten an (schwach) mesotrophen, mäßig nassen, basenreichen Standorten zur Geltung.

Carex appropinquata ist offenbar weniger mahdverträglich als die Steif-Segge. Die Möglichkeit, auf gemähten Standorten rasige Herden zu bilden und sich horizontal auszubreiten, ist ihr nicht in vergleichbarer Weise gegeben. Beim Vergleich von regelmäßig gemähten Großseggen-Streuwiesen mit unmittelbar benachbarten, standortgleichen Brache-Flächen fällt der wesentlich höhere Bestandesanteil der Schwarzschof-Segge in den brachliegenden

Flächen auf. *Carex appropinquata* baut auch im relativ trockenen Gelände hohe Horste und erreicht in Mischbeständen mit *Carex elata* in etwa dieselbe Wuchshöhe. Sie kann im Frühjahr ihren Austrieb von einer höheren Position aus starten als die Steif-Segge und auf diese Weise die größere Wüchsigkeit von *Carex elata* kompensieren. Bei ebenerdiger Konkurrenz, wie sie in gemähten Seggenriedern vorliegt, ist die Schwarzschof-Segge ganz offensichtlich auf Dauer der Konkurrenz der Steif-Segge nicht gewachsen.

In Schwingdeckenmooren kommt das Schwarzschofseggen-Ried natürlich vor; es besteht kein Pflegebedarf. Ansonsten entwickelt sich diese Gesellschaft in langjährigen Großseggen-Streuwiesen-Brachen und bildet ein mittelfristig stabiles Stadium aus, das sich bei gelegentlicher Entbuschung offenhalten läßt. *Carex appropinquata* ist im übrigen recht schattenverträglich und kann in fast geschlossenen Erlenbrüchen wie am Langen Köchel im Murnauer Moos noch nahezu bestandsbildend auftreten (vgl. QUINGER 1983).

- **Rispenseggen-Ried** (CARICETUM PANICULATAE WANGERIN 1916)

Das Rispenseggen-Ried fehlt in regelmäßig gemähten Streuwiesen und ist ebenfalls für langjährige Brachen charakteristisch. Es besiedelt nasse bis sehr nasse, basenreiche Standorte. Die Struktur der mächtigen Horste von *Carex paniculata* läßt eine Nutzung des Rispenseggen-Rieds als Streufläche kaum zu. Ebenso wie *Carex appropinquata* ist auch *Carex paniculata* schattenverträglich und kommt in hängigen Erlenbruchwäldern vor (vgl. QUINGER 1983).

- **Fadenseggen-Ried** (CARICETUM LASIOCARPAE KOCH 1926)

Das Fadenseggenried tritt in den Alpentälern und im Voralpinen Hügel- und Moorland zerstreut bis mäßig häufig auf und besitzt seine Schwerpunkt-vorkommen im Ammer-Loisach-Hügelland, im Inn-Chiemsee-Hügelland und im Ostallgäuer Hügelland. Nördlich des Voralpinen Hügel- und Moorlandes ist das Fadenseggenried in Bayern (sehr) selten geworden. Nördlich der Donau besitzt es schöne Bestände vor allem in Mooren der Oberpfälzer Alb und im Schwandorfer Weihergebiet; außerdem kommt es in der Cham-Further Senke und im Raum Weiden vor.

Die Faden-Segge besiedelt nasse bis sehr nasse, basenhaltige Moorstandorte, die kalkhaltig, aber auch nahezu kalkfrei sein können (z.B. an Wuchsorten in der Oberpfalz). Der Nährstoffbedarf der Faden-Segge ist gering, im Alpenvorland ist sie für Übergangsmoore recht charakteristisch und grenzt als Mineralbodenwasser-anzeigende Pflanzenart Pseudo-Hochmoorkomplexe von Hochmoorkomplexen ab (vgl. KAULE 1971). Das Fadenseggenried bildet häufig die Kontaktgesellschaft oligotropher Steifseggenrieder ("SCORPIDIO-CARICETUM DISSOLUTAE") und der Kopfbinsenrieder beider

Schoenus-Arten; insbesondere ist dies in Kessel- und Verlandungsmooren (vgl. Kap. 1.3.1.2, S. 27) mit Schwingdeckenkomplexen der Fall.

Den Niedermoor-Ausbildungen des Fadenseggenriedes sind Großseggen beigemischt, in der Mooschicht dominieren Braunmoose wie *Drepanocladus revolvens* s.l. und *Scorpidium scorpioides*; die Übergangsmoor-Ausbildungen werden von Torfmoosen wie *Sphagnum fallax*, *Sphagnum subsecundum*, seltener auch *Sphagnum obtusum* beherrscht.

Nach VOLLMAR (1947: 90) wurden die Fadenseggen-Bestände im Murnauer Moos zur Streugewinnung früher gerne mitgemäht. Zum Fadenseggenried liegt eine recht umfangreiche pflanzensoziologische Literatur vor (z.B. VOLLMAR 1947: 86ff., BRAUN 1968: 35ff., PHILIPPI 1977). Mit der Nährstoffökologie des Fadenseggenriedes beschäftigte sich unlängst WARNKE-GRÜTTNER (1990).

- **Schlankseggenried** (CARICETUM GRACILIS GRAEBN. et HUECK 1931) em. Tx. 1931)

Seggenried auf nährstoffreichen Überflutungs-Standorten, zumeist auf Mineralböden, seltener auf mineralstoffreichem Niedermoor. Schlankseggenrieder wurden sowohl als Streuwiesen als auch als Futterwiesen genutzt und unterlagen nicht selten einem 2-schürigem Mahdregime (STEBLER 1898). Innerhalb des LPK wird das Schlankseggenried ausführlicher in Band II.6 "Feuchtwiesen" behandelt, da die Gesellschaft mehr in Feuchtwiesen- als in Streuwiesen-Lebensräumen angesiedelt ist.

- **Schnabelseggen-Ried** (CARICETUM ROSTRATAE RÜBEL 1912)

Im Unterschied zu den vorgenannten Großseggen-Gesellschaften hat das Schnabelseggen-Ried sein Schwergewicht in kalkarmen Streuwiesen-Lebensräumen, kann aber gelegentlich durchaus auch an kalkreichen Quellaufstößen, Flutrinnen u. dgl. bestandesbildend auftreten (z.B. in der Ascholdinger Au/Lkr. Bad Tölz).

Typisch ist jedoch das *Caricetum rostratae* als Verlandungsgesellschaft an dystrophen Moorseen, als Besiedler sehr nasser Hochmoorlaggs (z.B. sehr schön an der Westseite des Kläperfilzes an der Wieskirche/Lkr. Weilheim-Schongau ausgebildet) oder verlandender Torfstiche. Die reinen Schnabelseggen-Rieder sind zumeist an nicht waldfähigen MAGNOCARICION-Standorten angesiedelt und bedürfen keiner Pflege. Streugewutzte Bestände mit *Carex rostrata*-Fazies-Bildungen gehören zumeist schon Kleinseggenriedern wie etwa dem Braunseggen-Sumpf (CARICETUM FUSCAE) an.

- **Schneidried-Bestände** (CLADIETUM MARISCI ALLORGE 1922)

Eine im Voralpinen Hügel- und Moorland zerstreut, nördlich dieses Naturraumes sehr selten gewordene und kaum noch im intakten Zustand auftretende Gesellschaft ist das submediterrane verbreitete Schneidried (CLADIETUM MARISCI). Noch in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts existierten in der

nördlichen Münchener Ebene im Erdinger und im Dachauer Moos riesige Bestände des Schneidrieds (vgl. RUOFF 1922: 160, LUTZ 1938: 136) Der bevorzugte Standort von *Cladium mariscus* sind sehr nasse bis nasse, kalkreiche Standorte, zumeist Torfe, aber auch Mineralböden mit einem sauerstoffhaltigen Wurzelraum, der im Winter nicht gefriert. In Optimal-Ausbildungen des CLADIETUM MARISCI steht das Wasser beständig über Flur; die Mooschicht wird in erster Linie von *Scorpidium scorpioides* gebildet. Das Schneidried ist an mehreren Stellen im Alpenvorland Bayerns die wichtigste Verlandungspflanze kalk-oligotropher Klarwasserseen, meidet jedoch ausgesprochen quellige Stellen, die es zumeist der Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*) überläßt (vgl. VOLLMAR 1947: 65). Als Kontaktvegetation des Schneidrieds findet sich bei gleichbleibend hohen Kalkgehalten landwärts das SCHOENETUM NIGRICANTIS ein, bei abnehmenden Kalkgehalten (z.B. in Schwingdeckenmooren um Toteissen) schließen sich häufig unmittelbar an das CLADIETUM MARISCI Übergangsmoorkomplexe an.

Schneidried-Bestände sind wegen ihres extremen Standortcharakters zumeist natürlich und nicht nutzungsabhängig. Schneidried-Bestände wurden wohl nur ausnahmsweise und nur randlich streugewutzt. Zum Schneidried und des von ihm gebildeten CLADIETUM MARISCI liegt eine umfassende Literatur vor: ZOBRIST (1935: 18ff.), LUTZ (1938: 135ff.), VOLLMAR (1947: 63ff.), LANGER (1958: 356ff.), EICKEJENNE (1960: 475ff.), BRAUN (1968: 27ff.), GÖRS (1975: 103).

1.4.3.5 Übersicht zur Vegetation der Hoch- und Übergangsmoore, der Bruch- und Moorwälder

Offene Hoch- und Übergangsmoorkomplexe sowie Bruch- und Moorwälder kommen häufig in einem engem Kontakt zu Streuwiesen-Lebensgemeinschaften vor. Bei der Erstellung von Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzepten zu Streuwiesen-Lebensräumen müssen diese Moorkomplexe und diese Wälder angemessen berücksichtigt und gewichtet werden. Die Pflanzengemeinschaften dieser Moorkomplexe und dieser Wälder sind für natürliche Moorgebiete charakteristisch und nicht pflegeabhängig. Sie werden daher nachfolgend lediglich übersichtsartig besprochen.

A) Hochmoore

Hochmoore kommen in Bayern hauptsächlich im Voralpinen Hügel- und Moorland vor, außerdem in den ostbayerischen Grenzgebirgen und in der Hohen Rhön. Im Alpenvorland und in den ostbayerischen Grenzgebirgen ist das Bergkiefern-Hochmoor der charakteristische Hochmoortyp. Es zeichnet sich durch eine Bestockung mit *Pinus mugo* aus. Im südöstlichen Alpenvorland handelt es bei sich *Pinus mugo* vorwiegend um die niederliegend-aufsteigende Latsche, im mittleren und im östlichen Alpenvorland sowie in den bayerischen Grenzgebirgen um die aufrecht wachsende Spirke. Nach PAUL &

RUOFF (1932: 220) zeichnen sich die Bergkiefern-Hochmoore durch eine vorwiegend exzentrische Wölbung und durch unterschiedlich steile Randgehänge (Lagg meist einseitig) aus. In Hochmooren der Hohen Rhön (z.B. Schwarzes Moor) fehlt die Bergkiefer als Moorgehölz; sie wird dort von der Waldkiefer vertreten. Waldkiefern-Hochmoore gibt es auch an einigen Stellen im nördlichen Alpenvorland, z.B. im Inn-Chiemseevorland und im Salzach-Vorland (Schönramer Filz).

Durch Nutzung nicht oder nur sehr geringfügig beeinflusste Bergkiefern-Hochmoore zeigen eine recht charakteristische Zonation aus dem randlichen Lagg mit Erlen-Fichtenbrüchen, Fichtenmoorwäldern (BAZZANIO-PICEETUM) im Unteren Randgehänge, Rauschbeeren-Bergkiefernmoorwäldern (VACCINIO ULIGINOSI-PINETUM ROTUNDATAE) im Oberen Randgehänge sowie mit Scheidenwollgras-Bergkiefern-Beständen (PINO-SPHAGNETUM) und roten Torfmoosbulten (SPHAGNETUM MAGELLANICI) auf der Hochfläche des Moores.

Offene Hochmoorkomplexe mit richtiggehenden Bult-Schlenkenkomplexen existieren in Bayern nur in Regionen mit Niederschlagsmitteln von über 1200 bis 1300 mm/Jahr, z. B. in der Alpenrandzone mit dem Kläperfilz an der Wieskirche, dem Wildseefilz bei Wildsteig (bde. Lkr. WM), dem Pfrühlmoos bei Eschenlohe und dem Schwarzseefilz (bde. Lkr. GAP) als repräsentativen Beispielen. Die Schlenkenvegetation der Hochmoore setzt sich aus armen Ausbildungen des Schlammseggenriedes (CARICETUM LIMOSAE), des Schnabelseggenriedes (RHYNCHOSPoretum ALBAE) und der SPHAGNUM CUSPIDATUM-Gesellschaft zusammen. Bei niedrigeren Niederschlagsmitteln wie sie im mittleren und im nördlichen Alpenvorland zu verzeichnen sind, enthalten die Hochflächen der Hochmoore dagegen kaum noch Schlenken (Bsp.: Oberoblander Filz nordöstlich von Schongau/Lkr. WM).

Lichte Scheidenwollgras-Bergkiefern-Hochmoorkomplexe und Bult-Schlenkenkomplexe sind natürliche, von der Nutzung unabhängige Erscheinungen. Neben den Torfmoosen, die Hochmoorbildungen verursachen (insbesondere *Sphagnum magellanicum*, in geringerem Umfang auch *Sphagnum rubellum*, *S. fuscum*, *S. angustifolium* und *S. papillosum*), können insbesondere *Eriophorum vaginatum* und *Andromeda polifolia* als recht charakteristische Pflanzenarten der offenen Hochmoore gelten: das Scheidige Wollgras und die Rosmarinheide meiden strikt elektrolytreiche Übergangsmoore und Niedermoores.

B) Übergangsmoore

Übergangsmoore enthalten die hochmoorbildende Rote Torfmoosgesellschaft (SPHAGNETUM MAGELLANICI, vgl. Kap. 1.4.2.2.1) und unterscheiden sich in ihrer Vegetationsausstattung in erster Linie dadurch von den Niedermoores. Je nach Elektrolytgehalt nähern sich die Übergangsmoorkomplexe oligotrophen Niedermooertypen an oder sie gleichen als Pseudohochmoore bereits stark den Hochmoores.

B1) Pseudohochmoore

Die Pseudohochmoore entsprechen weitgehend den Hochmoores und unterscheiden sich in der Theorie (vgl. Kap. 1.3.1.3) von diesen durch das Vorhandensein von "Mineralbodenwasserzeigern" (Mbwz.) wie *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *Eriophorum angustifolium*, *Phragmites australis* in den "ärmsten" Moorbereichen. Die Mbwz. beweisen, daß die Lösung der Vegetationsdecke von der Grundwasserspeisung noch nicht vollständig erfolgt ist und von einem reinen Regenwassermoor noch nicht gesprochen werden kann (vgl. Kap. 1.3.1.3). Die Pseudohochmoore setzen sich aus denselben Pflanzengemeinschaften zusammen wie die Hochmoore; es besteht lediglich der Unterschied, daß diese in minerotraphenten Ausbildungen (also mit Mbwz.) auftreten.

B2) Braunmoos-Übergangsmoore

Elektrolytreiche, nasse Übergangsmoore zeichnen sich in den Schlenken und schlenkenartigen Vertiefungen durch Braunmoosrasen aus, in denen verschiedene Amblystegiaceen vorherrschen. In den von einem carbonatreichen Grundwasser gespeisten Braunmoos-Übergangsmooren, wie sie in Bayern vor allem im Voralpinen Hügel- und Moorland und in den Alpentälern verbreitet sind, treten Arten der *Drepanocladus revolvens* s.l.- und der *Scorpidium scorpioides*-Gruppe (vgl. Kap. 1.4.2.2.1) hervor. Das Skorpionsmoos bildet mit dem Mittleren Wasserschlauch eine eigene Gesellschaft (SCORPIDIOTRICALIETUM). In den bryophytisch sehr reichhaltigen Braunmoos-Übergangsmooren sind darüber hinaus die Arten der *Sphagnum warnstorffii*- und der *Sphagnum obtusum*-Gruppe verbreitet (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.2.1).

In den Braunmoos-Übergangsmooren besitzen die Gesellschaften des Verbandes CARICION LASIOPARPAE einen Vorkommensschwerpunkt: hierzu zählen die Gesellschaft der Faden-Segge (CARICETUM LASIOPARPAE), der Draht-Segge (CARICETUM DIANDRAE), der Strickwurzel-Segge (CARICETUM CHORDORRHIZAE) und der seltenen Torf-Segge (CAREX HELEONASTES-Gesellschaft). Die karbonatreichen Braunmoos-Übergangsmoore sind floristisch oft überaus reichhaltig und enthalten sehr selten gewordene, auf Entwässerungen und Eutrophierungen sehr empfindlich reagierende, konkurrenzschwache Reliktpflanzen wie die erwähnte Torf-Segge, das Zierliche Wollgras (*Eriophorum gracile*) oder die Heidelbeer-Weide (*Salix myrtilloides*).

Braunmoos-Übergangsmoore lassen sich im Alpenvorland vor allem in Schwingdeckenmoor-Komplexen beobachten, z.B. im Hohenboigenmoos, dem Nordwestteil des Murnauer Moores, an den Osterseen, in der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte, am Hofstätter See, auch im Umfeld der Toteisen des Allgäus, z.B. am Attlesee und am Elbsee (sw von Kaufbeuren).

B3) Torfmoos-Übergangsmoore mit *Sphagnum fallax* und Torfmoosen der *Subsecunda*-Sektion

In den Naturräumen mit einem karbonatarmen Grundwasser sind relativ elektrolytreiche Über-

gangsmoore im Schlenkenbereich häufig vorwiegend mit minerotraphenten Torfmoosen bestückt. In Schlenken, in stark vom Grund- oder Hangzugwasser geprägten Schwingdecken herrschen im allgemeinen die Arten der *Sphagnum recurvum*-Gruppe (vgl. Kap. 1.4.2.2.1) vor. Nur wenige Laubmoos-Arten wie *Aulacomnium palustre*, *Drepanocladus exannulatus* erreichen mitunter eine auffällige Deckung. Zu den charakteristischen Seggen-Gesellschaften dieses Übergangsmoor-Typs gehören die Schnabelseggen-Gesellschaft (SPHAGNUM FALLAX-CAREX ROSTRATA-Gesellschaft), Braunseggen-Bestände (CAREX NIGRA-Ges.), im Oberpfälzer Hügelland auch Fadenseggen-Bestände (CARICETUM LASIOCARPAE).

Auch im Alpenvorland und in den Alpen (hier insbesondere im Oberallgäu) kommt dieser Übergangsmoor-typ an nur schwach mit einem carbonatreichen Wasser versorgten Schwingdeckenbereichen, an offenen Hochmoorrändern (entwaldet, aber nicht hydrologisch gestört) vor. Bezeichnend sind verschiedene Torfmoose der Subsecunda-Sektion wie *Sphagnum subsecundum*, *S. platyphyllum* und *S. inundatum*, die - von dem ebenfalls zur Sektion Subsecunda gehörenden *Sphagnum contortum* einmal abgesehen - karbonatreiche Moorstandorte meiden, andererseits aber nicht in die elektrolytarmen Hochmoor- und Pseudohochmoorbereiche vorzustoßen vermögen.

B4) Schnabelbinsen-Schlammhärlapp-Übergangsmoor

Auf mineralisch beeinflussten, stark verdichteten (z.B. durch natürliche Entwässerungs- und Erosionsvorgänge) und sekundär wieder vernässten Torfen sind Übergangsmoorkomplexe angesiedelt, die sich durch moosarme bis gänzlich moosfreie Schlenken auszeichnen, in denen die beiden Schnabelbinsen-Arten (*Rhynchospora alba* und *R. fusca*), der Mittlere Sonnentau (*Drosera intermedia*) und der Schlamm-Härlapp (*Lycopodiella inundata*) vorherrschen. Die Torfe sind so dicht gelagert, daß sie ohne weiteres betretbar sind und sogar von Fahrzeugen mit geringer Drucklast wie der Pistenraupe, die verschiedentlich bei der Streuwiesenpflege eingesetzt wird (z.B. im Lkr. MB), befahren werden können.

Für das Schnabelbinsen-Sumpfhärlapp-Übergangsmoor sind lediglich flach aufgewölbte, horizontal dafür oft recht ausladende Torfmoos-Bulten charakteristisch, in denen häufig *Sphagnum papillosum* vorherrscht, darüber hinaus auch *Sphagnum tenellum*, bei genügender Mineralstoff-Versorgung *Sphagnum subnitens*, selten (außer im Hochgebirge!) auch *Sphagnum compactum* vorkommen. Das Schnabelbinsen-Sumpfhärlapp-Übergangsmoor ist in Bayern vor allem im südlichen Ammer-Loisach-Hügelland, im Chiemseeraum (Eggstätt-Hemhof, Hofstätter See, Moore südlich des Chiemsees) verbreitet, im Allgäu und im Bayerischen Wald dagegen sehr selten.

C) Bruch- und Moorwälder, Bruchgebüsche

C1) Erlenbruchwälder

Hydrologisch unversehrte Erlenbruchwälder lassen sich von (schwach) entwässerten Erlenbrüchen und den trockeneren Erlen-Eschenwäldern durch das Fehlen von nitrophilen Hochstauden wie *Filipendula ulmaria*, *Cirsium oleraceum*, *Chaerophyllum hirsutum* oder *Urtica dioica* unterscheiden, die nur auf ausreichend belüfteten Standorten mit einer gegenüber echten Bruchwald-Standorten erheblich verstärkten N-Mineralisation (vgl. hierzu KLÖTZLI 1969b) gedeihen können. Die Krautschicht der intakten, gewöhnlich mehrere Monate im Jahr überstauten Schwarzerlenbrüche (CARICI ELONGATAE-ALNETUM) wird stattdessen von Großseggen (z.B. *Carex elata*, auch *C. acutiformis*) und verschiedenen Röhricharten wie *Solanum dulcamara*, *Scutellaria galericulata*, *Galium palustre* u. dgl. geprägt. Gegenüber den offenen, unbewaldeten MAGNOCARICION-Beständen wirken die namengebende Walzen-Segge (*Carex elongata*) differenzierend, weniger scharf gilt dies auch für die Sumpfschlangenzwurz (*Calla palustris*), den Sumpfschildfarn (*Thelypteris palustris*) und den Kammfarn (*Dryopteris cristata*), die leichte Beschattung bevorzugen. Im südlichen Alpenvorland ist den Erlenbrüchen regelmäßig die Fichte beigemischt.

Hydrologisch unversehrte Erlenbrüche gehören heute in Bayern zu den ausgesprochen seltenen Lebensgemeinschaften. Sie sind jedenfalls sehr viel seltener als schwach entwässerte, ehemalige Bruchwälder oder als die weniger nassen Erlen-Eschenwälder, denen zumeist Hochstauden beigemischt sind. Erlenbrüche lassen sich nur durch großräumige Sicherung ihres Wasserhaushaltes erhalten. Erbsatzgesellschaften des Erlenbruchs sind nicht etwa Pfeifengras-Streuwiesen oder Kleinseggen-Streuwiesen, wie nicht selten angenommen wird, sondern MAGNOCARICION-Bestände.

Erlenbrüche kommen heute noch in Bayern +/- sehr zerstreut im südlichen Alpenvorland, mit den bedeutendsten Vorkommen zwischen dem Langen Köchel und dem Wiesmahdköchel im Murnauer Moos, sowie im Oberpfälzer Hügelland vor.

C2) Birkenbruchwälder

Im Unterschied zu den Erlenbrüchen, die eine natürliche Vegetationsform auf Niedermoorstandorten darstellen, handelt es sich bei den Birkenbruchwäldern in Bayern überwiegend um Sekundärercheinungen (BLECHNUM-BETULA PUBESCENS-Gesellschaft, vgl. SEIBERT 1988: 59 ff.) auf entwässerten Moorstandorten.

Bei der Bewaldung entwässerter Moorstandorte im Rahmen der ungelenteten Sukzession kommen Birken (*Betula pubescens s.str.*, *B. carpathica*) viel stärker zur Geltung als auf unentwässerten Mooren. LUTZ (1959: 66 ff.) lieferte für diese Beobachtung die Begründung: Unentwässerte, jedoch waldfähige Niedermoorstandorte sind vielfach (wie etwa im Voralpinen Hügel- und Moorland) so gut mit Basen versorgt, daß die konkurrenzkräftigere Schwarzerle

waldbildend gedeihen kann. Die Standorte unentwässerter Hoch- und Pseudohochmoore (vgl. Kap. 1.3.1.3) wiederum eignen sich aufgrund ihrer Nährstoff- und Mineralstoffarmut nicht zur Besiedlung mit den Birkenarten. Erst die mit einer Entwässerung verbundene verbesserte Durchlüftung erzeugt über eine Anknüpfung der mikrobiellen Prozesse eine zunehmende Humifizierung und eine Verbesserung der Nährstoffsituation, die nun ausreicht, um den Moorbirken waldbildend die Besiedlung der Hoch- und Pseudohochmoor-Standorte zu gestatten. Birkenbrüche im Voralpinen Hügel- und Moorland stocken fast immer auf entwässerten, früher oft streugennutzten und somit durch den Menschen veränderten Moorstandorten. Durch ungelente Sukzession auf vormaligen Streuwiesenstandorten entstandene Birkenbrüche können deshalb in diesem Naturraum nur mit Vorbehalt als "natürlich" bezeichnet werden.

Natürliche Birkenbrüche (VACCINIO ULIGINOSI-BETULETUM) auf unentwässerten Moorstandorten gibt es in Bayern vor allem im Oberpfälzer Hügelland, wo über Tertiärsand-Standorten die Karbonat-Versorgung über das Grundwasser offenbar zu gering für die Schwarzerle ist, um dort vitale Bruchwälder aufbauen zu können (SEIBERT 1988: 59 ff.)

C3) Fichtenmoorwälder

Randwald im Unteren Randgehänge von Hochmooren, überwiegend weniger nass als der Erlenbruch, dafür im Oberboden bereits stark an Basen verarmt. Die oft nahezu geschlossene Mooschicht wird überwiegend von azidophilen Arten wie *Hylocomium splendens*, *Bazzania trilobata*, *Pleurozium schreberi*, *Leucobryum glaucum* sowie von verschiedenen Torfmoosen (*Sphagnum magellanicum*, *S. nemoreum*, *S. girgensohnii*) gebildet. Fichtenmoorwälder (BAZZANIO-PICEETUM) gibt es in Bayern im Voralpinen Hügel- und Moorland, in den Alpentälern und in den ostbayerischen Grenzgebirgen.

C4) Kiefernmoorwälder

Bergkiefern- und Waldkiefern-Moorwälder bestocken das Randgehänge der Hochmoore und zeichnen sich durch ihren Reichtum an VACCINIUM-Arten wie Rauschbeere, Preiselbeere, und Heidelbeere aus. Die Rauschbeere wird zur Namensgebung herangezogen (VACCINIO ULIGINOSI-PINETUM SILVESTRIS, VACCINIO ULIGINOSI-PINETUM ROTUNDATAE). In der Mooschicht dominieren Torfmoos-Arten des Hochmoores wie *Sphagnum magellanicum* und *S. angustifolium*. Waldkiefern-Moorwälder sind in vergleichsweise tiefergelegenen, sommerwarmen Gegenden anzutreffen (z. B. im Inn-Chiemsee- und im Salzach-Vorland, weiter westlich im Alpenvorland ausgesprochen selten, vgl. KAULE 1974), die in Bayern weitaus häufigeren Bergkiefern-Moorwälder sind für montan-kühle Lagen des Alpenvorlandes und der ostbayerischen Grenzgebirge charakteristisch.

Die Kiefernmoorwälder existieren in hochmoor- und Übergangsmoor-artigen Ausbildungen. Stark

minerotrophe und infolge der Nässe lichte Kiefernmoorwälder können sehr artenreich sein und den Primärstandort von zahlreichen Streuwiesen-Arten wie *Schoenus ferrugineus*, *Primula farinosa*, *Leontodon hispidus*, *Parnassia palustris*, *Eriophorum latifolium*, *Gentiana asclepidea*, *Allium suaveolens*, *Selinum carvifolia* bilden. Minerotrophe Kiefernmoorwälder beherbergen als Reliktstandort bisweilen Seltenheiten wie *Betula humilis*, *Betula nana*, *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Saxifraga hirculus* oder die Moose *Meesea triquetra* und *Cinclidium stygium* (vgl. QUINGER 1983/RINGLER, QUINGER & WEBER 1987). Besonders Schwerpunktbereiche für minerotrophe Spirkenfilze stellen das Trauchbergvorfeld, das Murnauer Moos und das Pfrühlmoos dar.

C5) Weidenbruchgebüsche/Faulbaum-Weidengebüsche

Grauweiden- und Ohrweidengebüsch sowie Faulbaum-Weidengebüsche stocken auf (mäßig) nährstoffreichen bis nährstoffarmen, oft nur nassen Standorten und sind nicht selten auf ehemaligen Ried- und Streuwiesen entwickelt. Wegen ihrer Bedeutung für die Sukzessionsvorgänge auf Streuwiesen-Brachen werden diese Gehölze ausführlich in Kap. 2.2.1.2.1 behandelt.

1.5 Tierwelt

(Bearbeitet von M. Bräu)

Die Tiergemeinschaft der Streuwiesen-Lebensräume ist nach der der Kalkmagerrasen die wohl artenreichste aller Graslandbiotope. Darüber hinaus ist sie durch einen sehr hohen Anteil gefährdeter Arten gekennzeichnet und verdient daher bei Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen besondere Aufmerksamkeit.

In diesem Kapitel wird zunächst ein Überblick über die Anpassungen von Tieren an den Lebensraum Streuwiese gegeben (Kap. 1.5.1, S. 94). Anhand einiger Beispiele werden Lebensstrategien charakteristischer Tierarten der Streuwiesen-Lebensräume vorgestellt, deren Kenntnis für die Pflege und Entwicklung von Streuwiesengebieten hilfreich ist.

In Kapitel 1.5.2 (S. 98) "Artenspektren in Streuwiesen-Lebensräumen" werden pflegerelevante Aspekte der Autökologie wertbestimmender Tierarten dargestellt, für die Streuwiesen als Habitate unverzichtbar sind und deren Ansprüche daher bei der Erarbeitung von Pflege- und Entwicklungskonzepten ausreichend berücksichtigt werden müssen. Darüber hinaus werden in knapper Form einige weitere für diesen Lebensraumtyp kennzeichnende Arten (ohne Gefährdung) beschrieben.

Die Darstellung muß sich dabei auf ausgewählte Tiergruppen beschränken (Säugetiere, Vögel, Reptilien und Amphibien, Tagfalter, Heuschrecken, sowie eine Auswahl an weiteren Insektengruppen).

1.5.1 Anpassungen von Tieren an Streuwiesen-Lebensräume

In Kapitel 1.3 (S. 25) wurde der besondere Standort, auf dem sich Streuwiesen entwickeln konnten, herausgearbeitet. Einige der Standortfaktoren wirken sich besonders prägend auf die Zusammensetzung der Zoozönose von Streuwiesen-Lebensräumen aus. In Kapitel 1.5.1.1. (S. 94) soll daher zunächst ein kurzer Überblick darüber gegeben werden, in welcher Weise diese Faktoren auf Streuwiesentiere einwirken, und wie sie das Artenspektrum beeinflussen.

Kapitel 1.5.1.2 (S. 95) stellt dar, welche Bedeutung der Vegetation der Streuwiesen-Lebensräume als Bindungsfaktor von Tierarten an diesen Biotoptyp bzw. bestimmte Streuwiesentypen zukommt (nahrungsökologische und strukturelle Qualitäten). Eine wesentliche Voraussetzung für das Vorkommen einer Tierart in Streuwiesen ist die Einpassung der Individualentwicklung in traditionelle Nutzungsformen. Wenngleich die Reaktion von Streuwiesentieren auf Mahd, Beweidung und Brache erst in Kap. 2 eingehend analysiert wird, sollen dennoch bereits in Kap. 1.5.1.3 (S. 98) einige grundlegende, für das Verständnis dieser Reaktionen wichtige Überlegungen vorangestellt werden.

Hervorzuheben ist, daß wohl in den meisten Fällen nicht ein einzelner der genannten Bindungsmechanismen, sondern eine Kombination wirksam ist. Generell ist angesichts der geringen Zeitspanne, seit der Streuwiesen überhaupt existieren, davon auszugehen, daß sich die Streuwiesentiere nicht etwa evolutiv an die hier herrschenden Bedingungen anzupassen vermochten. Vielmehr wirken Standortbedingungen, Nahrungs- und Strukturressourcen sowie die Nutzungsform als "Filter", der nur Tieren die Existenz erlaubte, die bereits über die notwendigen Voraussetzungen verfügten, Streuwiesen erfolgreich zu besiedeln. Die "Primärlebensräume" sind heute nicht mehr in jedem Falle zu benennen (z.B. Großseggensümpfe, Schilfröhricht, Kleinseggenrieder gehölzärmer Quellmoore), doch steht fest, daß das Überleben zahlreicher Tierarten nur noch im "Sekundärlebensraum" Streuwiese zu sichern ist, da sie heute auf diesen Lebensraumtyp weitgehend beschränkt sind bzw. hier ihren Vorkommensschwerpunkt besitzen (s. Kap. 1.9, S. 155).

1.5.1.1 Einfluß des Standorts auf die Zusammensetzung der Zoozönose

Wasserhaushalt

Ein die Tier-Artengarnitur sehr stark prägender Faktor ist der Wasserhaushalt der Streuwiesen (siehe Kap. 1.3.2, S. 31), der sich naturgemäß am stärksten auf die im Boden lebende Fauna auswirkt. Der Zusammensetzung der Bodenfauna an Niedermoorstandorten wurde bislang weit weniger Aufmerksamkeit geschenkt, als etwa der von Hoch- und Zwischenmooren (siehe z.B. die Untersuchung der Thekamöbenfauna der Sphagnendecken des Murnauer Moores von GROSPIETSCH 1982). Dies liegt sicher an den im Vergleich zu Niedermoor-

standorten in chemischer und physikalischer Hinsicht sehr viel extremeren Lebensbedingungen, die zahlreiche Arten mit Spezialanpassungen hervorgebracht haben (vgl. BURMEISTER 1980: 21 ff. und 1982).

Die Zusammensetzung der endogäischen (unter der Bodenoberfläche lebenden) und epigäischen (auf der Bodenoberfläche lebenden) Fauna der Streuwiesen ist in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt sehr unterschiedlich.

Zu nennen sind zum einen **Überflutungsstreuwiesen**, die als Folge der Schneeschmelze oder von Starkregen stehendes Wasser aufweisen. Streuwiesen in Flußtälern oder Seebecken können regelmäßig überflutet werden; v.a. Kleinseggenrieder in ebener Lage sind während bzw. nach niederschlagsreichen Perioden nicht selten überstaut, zumindest in früheren Zeiten ebenfalls teilweise streugenutzte Großseggenrieder, Schneidbinsen- und Schilfröhrichte oft ganzjährig naß oder periodisch überflutet (vgl. PFADENHAUER 1989). Die Wirkung auf die Zoozönosen hängt vom jahreszeitlichen Auftreten und von der Dauer der Überstauung ab. Bodenbrütende Vogelarten, sogar die überwiegend in Großseggen- und Schneidrieden brütende Bekassine, meiden Bereiche mit langanhaltenden Frühjahrsüberschwemmungen.

Dem mit zunehmender Höhe und Dauer der Wasserbedeckung wachsenden Sauerstoffmangel unterhalb und auf der Bodenoberfläche müssen Tiere, die dauernd oder während bestimmter Entwicklungsstadien in diesen Bereichen leben, begegnen. Sie müssen diesen Ungunsthfaktor entweder tolerieren, oder ihm ausweichen.

Eine **Toleranz** gegenüber zeitweiser Überflutung ihrer Habitate zeigt die Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*), die ihre Eier etwa 3-4 cm tief im Boden oder in der Streu deponiert. Nach INGRISCH (1986a, in GLÜCK & INGRISCH 1989) vermögen auch die in Blattscheiden und markhaltige Pflanzstengel versenkten Eier der Langflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus discolor*) eine Überstauung schadlos zu überstehen (dringt z.B. am Federsee in Schilfröhricht am weitesten seewärts vor). Nach den besiedelten Biotopen zu urteilen, gilt dies gleichermaßen für die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). Wahrscheinlich sind auch die im Boden abgelegten Eier des Sumpfgrashüpfers (*Chorthippus montanus*) gegenüber vorübergehender Wasserbedeckung ausgesprochen unempfindlich.

Viele typische Arten zeigen eine **Vermeidungsstrategie**: Sie wechseln in höhere, vom Wasser nicht erreichte Vegetationsschichten, wie etwa der Gewöhnliche Scheunenlaufkäfer (*Demetrias monostigma*), der höhere Grashorste aufsucht, oder ziehen sich an die Stammbasis von Gehölzen bzw. unter die Rinde ihrer Stämme und Äste zurück, wie der Röhricht-Glanzlaufkäfer (*Agronum thoreyi*) und viele weitere "Streubodenarten" (siehe Kap. 1.5.2.6, S. 123). Die genannten Arten überwintern hier auch, da sie als wechselwarme Tiere in der kalten Jahreszeit weitgehend immobil sind und damit unfähig,

einer Überflutung oder Überstauung ihrer Lebensräume rechtzeitig auszuweichen (nach DRANGMEISTER 1982 überwintern auch einige niedermoorartige Wanzenarten in trockeneren Kontaktbiotopen). Für die in Streuwiesen vorkommenden Arten von Ameisen-Bläulingen sind im Winterhalbjahr zeitweise wasserbedeckte Bereiche als Lebensraum ungeeignet, da diese von den Ameisenarten, auf deren Nester ihre Larven in dieser Zeit als Aufenthaltsort angewiesen sind (s. Kap. 1.5.2.4, S. 106), gemieden werden. Auch weitere streuwiesentypische Tagfalter, wie etwa der Riedteufel, dessen Raupen noch im Ei in der Streuschicht überwintern und erst im Frühjahr schlüpfen, fehlen naturgemäß in Streuwiesen, die in dieser Zeit über längere Zeit stehendes Wasser aufweisen.

Für ihre nicht mobilen Entwicklungsstadien müssen Insekten "Vorsorge treffen", wenn diese gegenüber Überstauung oder zu großer Nässe empfindlich sind: So können in Naßwiesen keine Wildbienen-Arten leben, die Bodennester anlegen. Sie weichen in Streuwiesen-Gebieten zur Anlage der Brutzellen auf trockenere Binnenstrukturen bzw. Kontaktbiotope aus (z.B. Anlage von Bodennestern an Dämmen, Nisten in Holzpfosten etc.); einige haben sich auf Schilfhalm als Nistplatz spezialisiert (s. Kap. 1.5.1.2, S. 95).

Auch nicht überflutete oder überstaute, aber v.a. im Winterhalbjahr im Bodenbereich dauernd nasse Streuwiesen, erfordern aufgrund der erhöhten Verpilzungsgefahr spezielle Anpassungen der Wirbellosen.

Andererseits sind Streuwiesen **günstige Lebensräume für hygrophile Arten**, die über keine speziellen Anpassungen gegen Wasserverluste (z.B. verstärkte, transpirationshemmende Chitinpanzer bei Insekten, vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen") verfügen. Gegenüber Austrocknung besonders empfindlich sind nach INGRISCH (1983) die Eier der Sumpfschrecke und des Sumpfgrashüpfers (in geringerem Maße auch die des Warzenbeißers). Die Habitatbindung geht bei diesen Arten mutmaßlich v.a. auf die Ansprüche im Embryonalstadium zurück. Auch das Feuchtigkeitsbedürfnis der Heuschreckenlarven übersteigt i.d.R. das der Imagines, was nach KALTENBACH 1963 (in SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974) auf die Gefahr der schnelleren Austrocknung infolge relativ größerer Oberfläche und auf die für den Häutungsvorgang notwendige hohe Luftfeuchtigkeit zurückgeführt werden kann.

Die Imagines zeigen sich i.d.R. weit weniger hygrophil und wandern auch in trockenere Bereiche ein. Diese höhere Trockentoleranz der ausgewachsenen Tiere ist verständlich, da durch die starke Sonneneinstrahlung nicht nur in trockeneren Lebensräumen, sondern auch in niedrigwüchsigen Kleinseggenriedern und Pfeifengras-Streuwiesen mit spät einsetzendem und insgesamt geringem Höhenwachstum im bodennahen Bereich v.a. im Sommer durchaus hohe Temperaturen und zumindest kurzzeitig geringe Luftfeuchtigkeitswerte erreicht werden können.

Wärmehaushalt

Bedeutsam für die Streuwiesenfauna ist auch der mit dem Bodenwassergehalt gekoppelte Wärmehaushalt von Niedermoorböden. So ist für die Embryonalentwicklung bodenlegender Heuschrecken die aufgenommene Wärmesumme entscheidend. In Bereichen mit dichter und hoher Vegetation können sich daher nur Heuschreckenarten erfolgreich entwickeln, die geringe Ansprüche an diesen Faktor stellen (z.B. der "Langgrasbewohner" Roesels Beißschrecke). Kleinseggenrieder sowie schwach- und niederwüchsige Pfeifengraswiesen mit spätem "Wachstumsstart" weisen dagegen eine reichere Heuschrecken-Fauna auf: Die Bodenoberfläche erhält im Frühjahr eine starke Insolation, so daß die Eier genügend Wärme für eine rasche Entwicklung in den ansonsten "kalten" Niedermooren erhalten (vgl. DETZEL 1991: 327). Interessanterweise weichen auch die beiden niedermoorartigen Reptilien, die Kreuzotter und die Waldeidechse dem Problem der Ei-Entwicklung im Bodenbereich ihrer feucht-kühlen Habitate aus: Beide bringen voll entwickelte Junge zur Welt, die in der Lage sind, aktiv für sie günstig temperierte Bereiche aufzusuchen.

Erforderlich ist für streuwiesenbewohnende Wirbellose auch eine ausreichende Frostresistenz, da in Beckenlagen sogar im Sommer Fröste auftreten können (vgl. Kap. 1.3.4, S. 36). Eine Toleranz gegenüber diesem Faktor ist z.B. vom Warzenbeißer bekannt.

Die Nährstoffversorgung der Böden nimmt nur indirekt über die Vegetationszusammensetzung und -struktur Einfluß auf die Zusammensetzung der Zoönose.

1.5.1.2 Die Bedeutung der Vegetation als Nahrungs- und Strukturressource

Nahrungsökologische Bindungen

Besonders die etwas nährstoffreicheren Varianten der Pfeifengras-Streuwiesen weisen aufgrund ihres Artenreichtums eine reiche Fauna pflanzenfressender Wirbelloser auf.

Die Kenntnis der nahrungsökologischen Bindungen ist für eine Abschätzung von Pflegeauswirkungen von hoher Bedeutung, da über die Förderung/Benachteiligung von Pflanzenarten die zugehörigen Phytophagenkomplexe betroffen werden.

Leider ist das Wissen über Nahrungspräferenzen bei vielen Tiergruppen noch sehr lückenhaft. Daher soll in Tab.1/18 (S. 97) nur eine Auswahl gefährdeter, zumindest in Streuwiesen-Lebensräumen eng an eine oder wenige, pflegerrelevante Pflanzenarten gebundener Tierarten vorgestellt werden (weitere Beispiele sind dem Kap. 1.5.2, S. 98 zu entnehmen).

In vielen Fällen dienen nur bestimmte Teile der Pflanzen als Eiablagemedium oder als Nahrung. Besonders bemerkenswert und pflegerrelevant ist der Umstand, daß manche phytophage Streuwiesentiere nur die generativen Teile ihrer Wirtspflanzen zu nutzen vermögen. Sie sind daher darauf angewiesen,

daß in jedem Jahr Futterpflanzen zur Verfügung stehen, die zur Blüten- bzw. Fruchtbildung gelangen (dieser Faktor kann u.U. zum Überlebens-Engpaß für diese Streuwiesentiere werden, siehe Kap. 2). Bekannte Beispiele sind die stark gefährdeten Tagfalter Lungenenzian-Ameisenbläuling (in den Fruchtknoten von *Gentiana pneumonanthe* und *Gentiana asclepiadea*), Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling und Schwarzbauer Ameisenbläuling (beide in den Blütenköpfchen von *Sanguisorba officinalis*) (siehe Kap. 1.5.2.4, S. 106). Die reifenden Früchte (v.a. die noch milchigen Samen) stellen daneben aber z.B. für zahlreiche Streuwiesen-typische Wanzenarten (*Pachybrachius*-Arten, *Lygaeus saxatilis*, *Eusarcoris aeneus*, *Rhopalus maculatus*, *Cymus*-Arten etc.) zumindest zeitweise das bevorzugte Saugmedium dar; offenbar ist der im Vergleich zum Saft vegetativer Pflanzenorgane hohe Eiweißgehalt insbesondere für die Eibildung dieser Insekten wichtig.

Das Vorkommen geeigneter Nahrungspflanzen ist zwar Grundvoraussetzung für die Habitatwahl phytophager Streuwiesentiere, meist müssen aber zusätzliche Voraussetzungen erfüllt sein (Standort-eigenschaften, Vegetationsstruktur etc.), damit sie Streuwiesen zu besiedeln vermögen (Beispiele in Kap. 1.5.2, S. 98).

Bindungen an die Vegetationsstruktur

Die Zusammensetzung der Tierwelt der Streuwiesen variiert je nach ihrer Vegetationsstruktur stark.

Die Struktur des Pflanzenbestandes wirkt sich in mehrfacher Hinsicht auf den Tierartenbestand aus:

- Sie **beeinflusst das Mikroklima** am Boden und in den obersten Bodenschichten sowie in der Krautschicht wesentlich. Auf die Bedeutung der Bodeninsolation für bodenlegende Heuschrecken und das Wärmebedürfnis der Larven und Imagines wurde bereits hingewiesen. Viele Tiere suchen je nach Witterung die Krautschichtbereiche auf, die ihren Mikroklima-Ansprüchen entsprechen.
- Sie ist bedeutsam für den **Nahrungserwerb** räuberischer Tierarten. Insektenfressende Vogelarten können ihre Nahrung in niedrig-lückigen Vegetationsbeständen leichter erbeuten (wichtig z.B. für den Großen Brachvogel); auch Kleinsäuger sind auf deckungsärmeren Flächen leichter zu erbeuten (wichtig z.B. für Weihen-Arten). Radnetzspinnen (z.B. die für Streuwiesen typische Eichenblatt-Radspinne und die Schilfradspinne) benötigen höhere, senkrechte Stengelstrukturen (daher sind für diese z.B. locker mit Schilf durchsetzte Streuwiesen günstiger als dichte Schilfröhrichte).
- Sie ist wichtig für die **Brutplatzwahl** bodenbrütender Vogelarten. So wählen z.B. Wiesenweihe und Sumpfohreule, aber auch die Bekassine bevorzugt halbhohe, deckungsreiche und zugleich gut "überschaubare" Vegetation, wie sie Großseggenrieder bieten, als Bruthabitat. Eine hochwüchsige Vegetationsstruktur, wie sie verschilf-

te Streuwiesenbrachen bieten, ist Voraussetzung für die Nestanlage der Zwergmaus.

- Sie **bietet spezifische Eiablagemöglichkeiten**. Einige Arten sind auf das Vorkommen von Pflanzen angewiesen, die sich durch ihren Aufbau besonders gut als Eiablagemedium eignen. Die beiden Schwertschreckenarten und die Große Goldschrecke benötigen markreiche Stengel in denen die austrocknungsempfindlichen Eier deponiert werden können, bes. geeignet sind solche von *Phragmites*, *Juncus* und dickstengeliger *Carex*-Arten. Sie treten daher - oft auf kleinem Raum - nur in Streuwiesenbereichen mit diesen Stengelstrukturen auf.
- Sie **nimmt Einfluß auf bestimmte Verhaltensweisen**. So zeigen streuwiesenbewohnende Heuschrecken ein Fluchtverhalten, das der jeweils bevorzugten Vegetationsstruktur ideal angepaßt ist (vgl. SCHMIDT & SCHLIMM 1984). Die Schwertschrecken und die Große Goldschrecke sind aufgrund der für die Eiablage benötigten Stengelstrukturen, Roesels Beißschrecke vermutlich aufgrund ihrer Präferenz für Bereiche mit hoher Luftfeuchtigkeit in Streuwiesen an Partien mit dichter, relativ hochwüchsiger Vegetation gebunden, deren hoher Raumwiderstand kaum weite (Flucht-) Sprünge zuläßt. Dementsprechend flüchtet *Metrioptera roeselii* nicht springend, sondern zieht sich in tiefere Bereiche der Krautschicht zurück oder läßt sich fallen. Die anderen genannten Arten springen ebenfalls ungern, sondern pressen sich auf der der Gefahr abgewandten Seite an den Halm und laufen, falls diese "Tarnung" wirkungslos bleibt, rasch den Halm abwärts. Die Präferenz der Falter des Riedgras-Motteneulchens für die selbe Vegetationsstruktur steht mutmaßlich ebenfalls mit dem Verhaltenskomplex "Tarnung/Flucht" in Verbindung. Die Tiere sitzen kopfunter an Halmstrukturen und setzen sich - aufgescheucht - in gleicher Position wieder ab. In niedrigwüchsigen Streuwiesen und Kleinseggenriedern leben dagegen z.B. Sumpfgrashüpfer, Wiesengrashüpfer und Bunter Grashüpfer, sämtlich Arten mit gutem Sprungvermögen und hoher Sprungbereitschaft. Die Kurzflügelige Beißschrecke lebt vielfach in unverschilften Streuwiesen-Jungbrachen; während die oberen Schichten einen geringen Raumwiderstand aufweisen sind die unteren Schichten durch Streufilzbildung schwer "passierbar". *Metrioptera brachyptera* führt bei Gefahr daher zunächst einige kurze, flache Sprünge aus um sich dann rasch in die tiefere, guten Schutz bietende Vegetationsschicht zurückzuziehen. Ob die Präferenz der Sumpfschrecke für locker verschilfte Streuwiesen und schilffreie Pfeifengraswiesen mit (durch kleinräumige Wüchsigkeits-Unterschiede bedingter) "Mosaikstruktur" auch mit dem Fluchtverhalten, oder durch die Nutzung der hochwüchsigen Strukturkomponente als "Singwarte" zu erklären ist, kann nicht entschieden werden. Den übrigen Vegetationsbestand überragende Pflanzen sind z.B. auch für den Warzen-

Tabelle 1/18

Auswahl gefährdeter, zumindest in Streuwiesen-Lebensräumen eng an eine oder wenige pflegerelevante Pflanzenarten gebundener Tierarten

<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Maculineaalcon ssp. <i>alcon</i> (Lungenezian-Ameisenbläuling)
<i>Gentiana asclepiadea</i>	Maculineaalcon ssp. <i>alcon</i> (Lungenezian-Ameisenbläuling)
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Maculinea telejus (Heller Wiesenknopfbläuling) Maculinea nausithous (Schwarzblauer Ameisenbläuling) <i>Monophadnoides punctipes</i> (Blattwespe)
<i>Succisa pratensis</i>	Euphydryas aurinia (Abbiß-Scheckenfalter) <i>Abia sericea</i> (Blattwespe)
<i>Molinia caerulea</i>	Minois dryas (Riedteufel) <i>Amphipoea lucens</i> (Glänzende Stengeleule)
<i>Filipendula ulmaria</i>	Brenthis ino (Mädesüß-Perlmutterfalter) <i>Monophadnoides geniculata</i> (Blattwespe) <i>Pachyprotasis antennata</i> (Blattwespe)
<i>Valeriana officinalis</i>	Melitaea diamina (Baldrian-Scheckenfalter)
<i>Lythrum salicaria</i>	Melitta nigricans (Wildbiene)
<i>Carex, Scirpus</i>	Cyrtorrhinus caricis (Wanze) <i>Selandria sixii</i> (Blattwespe)
<i>Eriophorum, Carex</i>	Coenonympha tullia (Moor-Wiesenvögelchen) <i>Pachybrachius fracticollis</i> (Wanze) <i>Ligyrocoris silvestris</i> (Wanze)
<i>Carex</i>	Deltote uncula (Riedgras-Motteneulchen) <i>Pachybrachius luridus</i> (Wanze) <i>Brachythops flavens</i> (Blattwespe) <i>Brachythops wuestneii</i> (Blattwespe)
<i>Myosotis palustris</i>	Dictyla lupuli (Wanze)
<i>Cirsium palustre</i>	Phopalus maculatus (Wanze) <i>Cheilosia albipila</i> (Weiden-Erzschwebfliege) <i>Cheilosia fraterna</i> (Breite Erzswebfliege) <i>Cheilosia grossa</i> (Große Erzswebfliege) <i>Cheilosia proxima</i> (Stämmige Erzswebfliege)
<i>Equisetum</i>	Dolerus yukonensis (Blattwespe) <i>Dolerus bimaculatus</i> (Blattwespe) <i>Dolerus cothurnatus</i> (Blattwespe) <i>Dolerus pratensis</i> (Blattwespe) <i>Dolerus germanicus</i> (Blattwespe) <i>Dolerus gessneri</i> (Blattwespe) <i>Dolerus pratorum</i> (Blattwespe)
<i>Juncus</i>	Coenobia rufa (Rötliche Binsenstengeleule) <i>Eutomostehus luteinervis</i> (Blattwespe) Dolerus madidus (Blattwespe)
<i>Serratula tinctoria</i>	Acosmetica caliginosa (Scharteneule)
<i>Lotus</i>	Zygaena trifolii (Klee-Widderchen)
<i>Phragmites communis</i>	Arenostola phragmitidis (Schilfdickicht-Halmeule) <i>Phragmataecia castanae</i> (Schilfrohrbohrer) <i>Cilodes maritimus</i> (Schmalflügelige Schilfeule) <i>Archanara geminipunctata</i> (Zweipunkt-Schilfeule) <i>Mythimna straminea</i> (Rötlichgelbe Schilfrohreule)

beißen eine für den Werbegesang der Männchen wichtige Habitatstruktur.

Diese wenigen Beispiele der Präferenz bestimmter Vegetationsstrukturen und der möglichen Ursachen mögen genügen, um einen Eindruck von der Bedeutung pflegebedingter Strukturveränderungen des Pflanzenbestandes für die Streuwiesenfauna zu vermitteln.

1.5.1.3 Einpassung des Lebenszyklusses von Streuwiesentieren in den Nutzungs- bzw. Pflegerhythmus

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß die Wiesenmahd eine zu junge Nutzungsform darstellt, als daß eine Anpassung des Entwicklungszyklusses von Tieren hätte erfolgen können. Die traditionell späte oder jahreweise ausgesetzte Mahd von Streuwiesen-Lebensräumen ermöglicht das Überleben auch solcher Tierarten, die ihre Entwicklung erst spät im Jahr vollenden. So kommt z.B. auch MEINEKE (1982) zu dem sicher auch für andere Tiergruppen gültigen Schluß, daß für viele an Streuwiesen gebundene Schmetterlingsarten nicht der Faktor Feuchte für die Biotopbindung ausschlaggebend ist, sondern die Extensivnutzung als höchstens einschürige Wiese. Die im Wirtschaftsgrünland mittlerer Standorte frühe Mahd setzt einen "Filter", den nur relativ wenige (oft bivoltine) Arten "passieren" können. Bezeichnend ist, daß viele Streuwiesenarten auf mageren Wiesen sowohl auf Kalkmagerrasen- als auch auf Niedermoorstandorten, nicht aber auf Fettwiesen vorkommen (vgl. BLAB 1986a: 115). Dabei wechselt vielfach die Nahrungspflanze, manchmal zeigen die Arten sogar schon eine subspezifische Differenzierung. Beispiele sind etwa der Abbiß-Schneckenfalter, der Riedteufel, das Rostbraune Wiesenvögelchen oder das Klee-Widderchen, sowie die Enzian-Bläulinge *Maculinea alcon ssp. alcon* (Steuwiesen) und *Maculinea alcon ssp. rebeli* (Kalkmagerrasen). Die Wirkung unterschiedlicher Nutzungsformen von Streuwiesen auf das Vorkommen von Streuwiesentieren ist Gegenstand des Kap. 2.

Darstellungsweise

- Angaben zur Verbreitung in Bayern: Zur Dokumentation der Gefährdungssituation werden Angaben zur aktuellen Verbreitungssituation in Bayern gemacht. Diesem Zweck dient die rein nachrichtliche Übernahme der landkreisbezogenen Daten der Artenschutz-Datenbank des Bayerischen LfU und der in den bereits fertiggestellten Bänden des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms verarbeiteten Daten zur Verbreitungssituation bei einigen Arten, die in Bayern keine einigermaßen zusammenhängende Verbreitung zeigen. Soweit uns aktuellere bzw. zusätzliche Daten zur Verfügung standen, sind sie unter "Verbreitung in Bayern" berücksichtigt. Bei den meisten Arten und Tiergruppen fehlen neuere zusammenfassende Veröffentlichungen zur Verbreitung in Bayern. Eine Zusammenstellung der in der Literatur weit verstreuten aktuellen Artnachweise war im Bearbei-

tungsrahmen nur bruchstückhaft und bei wenigen Tiergruppen möglich, und kann daher kein vollständiges Bild zeichnen.

In den Verbreitungsübersichten sind die Landkreise durch KFZ-Kennzeichen abgekürzt; aus Literaturquellen stammende Angaben des ABSP sind mit (L) gekennzeichnet. Entsprechend den Listen landkreisbedeutsamer Arten im ABSP ist die Anzahl der Fundorte der Art im Landkreis und das Jahr des letzten Nachweises aufgeführt. Deutlich erkennbare Verbreitungsschwerpunkte einer Art sind durch Unterstreichungen markiert. Tab.1/19, S. 99 listet die Landkreisebände des ABSP auf, die zur Einarbeitung bis 1992 zur Verfügung standen.

- Angaben zu Habitatbindung und Autökologie: Die Darstellung der Arten umfaßt weiterhin alle Daten zu Lebensweise und Habitatansprüchen der betreffenden Arten, soweit sie zur Abschätzung von Pflegeauswirkungen als relevant erachtet wurden und im zur Verfügung stehenden Bearbeitungsrahmen zusammengestellt werden konnten. Das bedeutet selbstverständlich auch, daß mit wachsendem Wissensstand über Habitat- und Pflegeansprüche Anpassungen der Aussagen zur Pflege erforderlich werden können! Bei den Angaben zur Phänologie der Arten und ihrer Entwicklungsstadien können nur Richtwerte angegeben werden; entsprechend dem Witterungsverlauf und regionalen Unterschieden können starke Abweichungen auftreten. Monatsangaben sind abgekürzt:

1= Januar 12= Dezember
A= Monatsanfang M= Monatsmitte
E= Monatsende

1.5.2 Artenspektren in Streuwiesen-Lebensräumen

Die im Bereich der Tierwelt z.T. fließenden Übergänge zur Fauna der Feuchtwiesen wurden bereits angesprochen. Da bei der Pflege und Entwicklung von Streuwiesen immer der gesamte Lebensraumkomplex im Mittelpunkt stehen muß, erscheint es notwendig, in diesem Kapitel nicht nur Tierarten zu berücksichtigen, die in Streuwiesen sämtliche Lebensfunktionen abwickeln können (dies ist ohnehin die Minderheit!).

Vielmehr sollen auch Arten mit einbezogen werden, für die Streuwiesen als - essentielle - Teilhabitate dienen, oder deren Lebensräume meist direkt in Streuwiesen-Komplexe (funktional) eingebunden bzw. (räumlich) eingebettet sind.

Eine umfassende und auch nur einigermaßen vollständige Darstellung der Tierwelt bayerischer Streuwiesen ist im vorgegebenen Rahmen nicht möglich, daher werden bei einigen ausgewählten Tiergruppen alle Streuwiesen-Lebensräume bewohnenden Arten zumindest kurz charakterisiert (Säugetiere, Vögel, Reptilien und Amphibien, Tagfalter und Heuschrecken). Aus einigen weiteren Tiergruppen werden nur schlaglichtartig wenige Arten herausgegrif-

Tabelle 1/19

ABSP- Landkreisbände, die bei der Grobcharakterisierung der Verbreitung in Bayern berücksichtigt werden konnten.

A	Augsburg	V	LAU	Nürnberger Land	K
AB	Aschaffenburg	K	LI	Lindau (Bodensee)	V
AIC	Aichach-Friedberg	K	LIF	Lichtenfels	K
AN	Ansbach	K	LL	Landsberg a. Lech	K
AÖ	Altötting	K	M	München	K
AS	Amberg-Sulzbach	V	MB	Miesbach	K
BA	Bamberg	K	MIL	Miltenberg	V
BGL	Berchtesgadener Land	K	MN	Unterallgäu	V
BT	Bayreuth	V	MSP	Main-Spessart-Kreis	K
CHA	Cham	V	MÜ	Mühldorf a. Inn	K
CO	Coburg	K	N	Nürnberg	K
DAH	Dachau	K	ND	Neuburg-Schrobenhausen	V
DEG	Deggendorf	K	NEA	Neustadt a.d. Aisch-Bad Windsheim	K
DGF	Dingolfing-Landau	V	NES	Rhön-Grabfeld	K
DLG	Dillingen a.d. Donau	K	NEW	Neustadt a.d. Waldnaab	K
DON	Donau-Ries	K	NM	Neumarkt in der Oberpfalz	K
EBE	Ebersberg	V	OA	Oberallgäu	K
ED	Erding	V	OAL	Ostallgäu	V
EI	Eichstätt	K	PA	Passau	K
ER	Erlangen	K	PAF	Pfaffenhofen a.d. Ilm	K
ERH	Erlangen-Höchstadt	V	PAN	Rottal-Inn	K
FFB	Fürstenfeldbruck	V	R	Regensburg	V
FO	Forchheim	K	REG	Regen	K
FRG	Freyung-Grafenau	V	RH	Roth b. Nürnberg	K
FS	Freising	V	RO	Rosenheim	K
FÜ	Fürth	V	SAD	Schwandorf	K
GAP	Garmisch-Partenkirchen	K	SR	Straubing, Straubing-Bogen	K
GZ	Günzburg	K	STA	Starnberg	V
HAS	Haßberge	V	SW	Schweinfurt	K
HO	Hof	K	TIR	Tirschenreuth	K
IN	Ingolstadt	K	TÖL	Bad Tölz - Wolfratshausen	K
KC	Kronach	V	TS	Traunstein	K
KEH	Kelheim	V	WEN	Weiden i.d. Oberpfalz	K
KG	Bad Kissingen	K	WM	Weilheim-Schongau	K
KT	Kitzingen	K	WÜ	Würzburg	V
KU	Kulmbach	K	WUG	Weißenburg-Gunzenhausen	K
LA	Landshut	V	WUN	Wunsiedel i. Fichtelgebirge	V

V: Vollständiger Landkreisband lag zum Bearbeitungszeitpunkt vor und wurde eingearbeitet.

K: Kurzband lag vor (Stand 1992); Nachweise der Datenbank des Bayerischen Landesamtes f. Umweltschutz wurden angegeben.

fen, für die Streuwiesen besonders wichtige Habitate darstellen und solche, aus deren Ansprüchen sich wichtige Hinweise für Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ergeben.

1.5.2.1 Säugetiere

Übersicht über die im folgenden behandelten Säugetiere:

Sumpfspitzmaus (S. 100)

Zwergmaus (S. 100)

Wasserspitzmaus (S. 100)

- **Sumpfspitzmaus**
(*Neomys anomalus* CABRERA, 1907)
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 2

Die Sumpfspitzmaus kommt in Bayern schwerpunktmäßig in den Alpen und Mittelgebirgen vor. Sie lebt v.a. in den Uferregionen von Gewässern, ist aber nicht auf offenes Wasser angewiesen und bewohnt auch Streu- und Feuchtwiesen.

- **Zwergmaus**
(*Micromys minutus* PALLAS, 1771)
RL BRD: - ; RL Bayern: 3

Die Zwergmaus lebt im "Halmwald" (CORBET & OVENDEN 1982) feuchter Wiesen mit hochstengeligen Gräsern und Stauden, Seggen- und Landreitgrasbeständen, im landwärtigen Teil von Schilfgürteln und in verschilften Streuwiesen. Sie ist ein spezialisierter Halmkletterer, deren Zehenstellung ein rasches Klettern an nicht über 7 mm dicken Stengeln ermöglicht. Das Nest wird im Sommer in halber Höhe zwischen senkrecht stehenden Stengeln aufgehängt. Die Nahrung besteht aus Samen der Hochgraszone und hier lebenden Insekten. Im Winter sucht sie in Erdlöchern und Schilfhaufen Zuflucht. Beim Vorkommen der Zwergmaus in verschilften Streuwiesen ist ein radikales Abmähen des Schilfes als Regenerationspflege problematisch. Günstig ist es in diesem Falle nur Teilbereiche im Rotationsverfahren zu mähen und einen Teil des Mähgutes am Rand liegenzulassen (Winterquartier).

- **Wasserspitzmaus**
(*Neomys fodiens* PENNANT, 1771)
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 4R

Die Wasserspitzmaus besiedelt deckungsreiche Uferabschnitte an stehenden wie fließenden Gewässern. In Streuwiesenlebensräumen tritt sie an Gräben auf (Nahrungssuche vorwiegend im Wasser). Im Gegensatz zur Sumpfspitzmaus ist sie auf das Vorhandensein offener Wasserstellen angewiesen. Günstig für die Art ist, wenn bei der Streuwiesenmähjahr- und abschnittsweise Stauden oder Röhrichtsäume im Kontaktbereich zu Gräben von der Mahd ausgespart bleiben. Im gleichen Lebensraum ist auch die weit verbreitete und unspezialisierte Hauspitzmaus (*Crocidura russula*) gelegentlich anzutreffen.

Wichtiger Habitatbestandteil sind Streuwiesen für die **Erdmaus** (*Microtus agrestis*; nicht gefährdet). Sie bevorzugt feuchte (grundwasserbeeinflusste) und kalte Standorte mit dichter Krautschicht, wie Uferländer, Seggenrieder, Feuchtwiesenbrachen. Die Nahrung besteht fast ausschließlich aus Gräsern. Sie benutzt unterirdische Röhren und oberirdische Laufgänge. Aufgrund der gelegentlich auftretenden starken Vermehrungsschübe (in mehrjährigen Zyklen) bilden Erdmäuse eine wichtige Nahrungsquelle für Greifvögel wie die Sumpfohreule. Außerdem gehören Streuwiesen zu den von der **Waldspitzmaus** (*Sorex araneus*) besiedelten Biotoptypen, einer ungefährdeten Art mit weitem Biotopspektrum (v.a. offene Bereiche mit hoher Luft- und Bodenfeuchtigkeit). Dies gilt auch für die **Zwergspitzmaus** (*Sorex minutus*), die seltener als die Waldspitzmaus ist, mit der sie oft zusammen auftritt (Vorkommensschwerpunkt nach LEIBL (1988) feuchte bis moorige Standorte mit dichtem Bodenbewuchs; nicht gefährdet). Vielfach ist auch die **Scherm Maus** (*Arvicola terrestris*) v.a. in mit Gräben durchzogenen Streu- und Feuchtwiesen-Komplexen vertreten (Primärbiotop sind nach GILLANDT & MARTENS 1985 v.a. Ufer und grundwasserbeeinflusste Standorte).

Streuweisen-Komplexe werden aufgrund ihres großen Insektenangebots von einigen gefährdeten **Fledermäusen** in den **Jagdlebensraum** mit einbezogen, vor allem von der Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus*; RL Bayern 1), der Großen Bartfledermaus (*Myotis brandti*; RL Bayern 2), dem Abendsegler (*Nyctalus noctula*; RL Bayern 3) und der Wasserfledermaus (*Myotis daubentoni*; RL Bayern 4R).

1.5.2.2 Vögel

Der Aktionsraum der meisten Streuwiesen bewohnenden Vogelarten schließt angrenzende Feuchtwiesenbereiche mit ein (z.B. als Nahrungshabitate). Auf die Schwierigkeit der Abgrenzung der Avifauna dieser beiden Lebensräume gegeneinander wurde bereits im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" eingegangen. Gleichwohl ergeben sich aus den Ansprüchen der im folgenden behandelten Vogelarten wichtige Konsequenzen für die Pflege von Streuwiesen bzw. für die Entwicklung und Gestaltung ihres Umfeldes, auch wenn einigen Arten im Hinblick auf die Konsequenzen für die Feuchtwiesenpflege im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" ebenfalls eine Darstellung gewidmet wurde (unter anderem Blickwinkel).

In dicht verschilften Streuwiesen (insbesondere im Anschluß an Schilfgürtel von Verlandungszonierungen) können auch typische "Röhrichtarten" vorkommen. Die pflegerelevanten Aspekte der Aut-ökologie dieser Vogelarten (z.B. Rohrammer, Drosselrohrsänger, Teichrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Feldschwirl) stehen jedoch im LPK-Band II.7 "Teiche" im Mittelpunkt der Betrachtung.

Übersicht über die im folgenden behandelten Vogelarten:

Wachtelkönig (S. 101)
 Braunkehlchen (S. 101)
 Bekassine (S. 102)
 Wiesenpieper (S. 102)
 Schilfrohrsänger (S. 102)
 Sumpfroheule (S. 103)
 Wiesenweihe (S. 103)
 Großer Brachvogel (S. 104)
 Raubwürger (S. 105)

- **Wachtelkönig (*Crex crex* L., 1758)**
RL BRD: 2; RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

Obwohl der bayerische Brutbestand jährlich schwankt (v.a. in Abhängigkeit von Verlusten in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten), ist ein Rückgang unübersehbar. Während die ursprünglichen Vorkommensschwerpunkte Feuchtwiesenlandschaften größerer Flußtäler und Niedermoorgebiete tieferer Lagen bildeten, ist der Wachtelkönig heute stark auf Streuwiesenkomplexe (incl. Brachestadien) des Mittelgebirgsbereiches und v.a. des Alpenvorlandes zurückgedrängt. Das bedeutendste aktuelle Vorkommen von *Crex crex* liegt im Bereich des Murnauer Moores (1988 noch 47 rufende Männchen nach BEZZEL 1989).

Autökologie:

Der Wachtelkönig besiedelt üppige, höherwüchsige, frische bis feuchte Wiesen, solange sie nur extensiv bewirtschaftet werden. Geeignet sind einschürige, frühestens Anfang August gemähte Feuchtwiesen und junge Brachestadien derselben (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), aber auch Streuwiesen, die heute zentrale Lebensräume darstellen. Ausgesprochen nasse oder während der Brutzeit flach überschwemmte Streuwiesen werden dabei jedoch weitgehend gemieden.

Niedrigwüchsige Streuwiesen und Kleinseggenrieder sind nur nutzbar, wenn Gebüsche eingestreut sind, da sie nur dann dem ausgeprägten Deckungsbedürfnis der Art genügen. Dichte Röhrichtbestände und fortgeschrittene Streuwiesen-Brachestadien sind für den Wachtelkönig ebenfalls ungünstig. Ideale Habitate sind staudenreiche Pfeifengraswiesen mit locker eingestreuten Gebüschinseln. Weitere Informationen siehe Kap. 1.5.1.2.5 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen".

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Dem Wachtelkönig kommt eine der traditionellen Bewirtschaftung entsprechende Pflege von Streuwiesenkomplexen entgegen: Auf einzelnen Parzellen nur unregelmäßig vorgenommene Herbstmahd (nach dem Flüggewerden der Jungen Ende August/Anfang September), die das Aufkommen eingestreuter Gebüschinseln erlaubt, aber ein Fortschreiten der Sukzession verhindert. Radikale Entbuschungseinsätze im Rahmen einer Streuwiesen-Regenerationspflege wirken sich auf die Wachtelkönig-Brutbestände negativ aus (keine Revierbesetzung im Folgejahr), wenn nicht im ausreichenden Maße Ausweichflächen vorhanden sind.

- **Braunkehlchen (*Saxicola rubetra* L., 1758)**
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

1987 wurde der gesamte bayerische Brutbestand noch auf maximal 5.000 Paare geschätzt. Nachdem im Zuge der Grünlandintensivierung zunächst mäßig feuchte Wiesen vom Braunkehlchen geräumt werden mußten, ist das Braunkehlchen inzwischen auch aus tiefergelegenen Feuchtwiesen-Gebieten und aus großen Bereichen randalpiner Talböden verdrängt und besitzt letzte Bastionen nur noch in den Streu- und Feuchtwiesenkomplexen der höheren Mittelgebirgslagen und des Alpenrandes. Selbst hier ist der Rückgang jedoch z.T. dramatisch: Während z.B. im Murnauer Moos 1977 noch 240-250 Paare brüteten, waren es 1980 nur noch 170-180. Dies ist insbesondere auf den Rückgang von besiedelbaren Feuchtwiesen zurückzuführen. Durch Verbrachung und Grünlandintensivierung wird jedoch auch der andere Schwerpunktlebensraum - Streuwiesen-Komplexe - immer enger. Das Braunkehlchen ist ein klassischer Extensivnutzungs-Indikator unserer Landschaft (vgl. SOTHMANN 1989).

Autökologie:

Saxicola rubetra ist in Bayern ein Charaktervogel von Streuwiesen und extensiv genutzten Feuchtwiesen mit überwiegend niedriger, aber durch eingestreute Hochstauden (Doldenblütler, Disteln, Schilfinseln, Gehölze etc.) heterogener Krautschicht sowie feuchter Brachen mit vergleichbarer Habitatstruktur. Gedüngte zwei- bis dreischürige Wirtschaftswiesen werden dagegen aufgrund ihrer zu einförmig hohen und dichten Vegetation weitgehend gemieden (siehe Kap. 1.5.1.2.7 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen").

Sperrige, hohe, vorjährige Staudenstengel, locker eingestreutes Schilf, Einzelbüsche, Zaunpfähle etc. als eingestreuete Vertikalstrukturen sind deshalb ein essentieller Bestandteil der Reviere, weil Braunkehlchen diese Strukturen als Sitzwarten zum Nahrungserwerb (Insektenfang im Flug vom "Ansitz" aus) und zur Reviermarkierung benötigen. Die Nestanlage erfolgt am Boden, meist in Mulden, die gegen Sicht von oben durch höhere Bodenvegetation oder einen Busch geschützt ist. Die Jungvögel werden zwischen Mitte Juni und Ende Juli flugfähig.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Ebenso wie Aufforstungen können verbuschende Streuwiesen nur während einer kurzen Phase besiedelt werden, in der sie eine günstige Habitatstruktur aufweisen (siehe oben); entwickeln sich geschlossene Gehölzbestände (in Streuwiesenbrachen Weiden- oder Faulbaumgebüsche), werden sie als Lebensraum für Braunkehlchen wertlos. Streuwiesen- (und Feuchtwiesen-) Jungbrachen weisen oft die gewünschten Strukturmerkmale auf und zählen zu den bevorzugten Lebensräumen, ältere, stark verschilfte Brachen oder verfilzte Hochstaudenfluren werden dagegen gemieden. Dem Braunkehlchen kommt ein gewisser Anteil unregelmäßig (mit ein- bis mehrjäh-

riger Brachephase) gepflegter Streuwiesenflächen innerhalb größerer Streuwiesen-Komplexe daher sehr zugute.

- **Bekassine (*Gallinago gallinago* L., 1758)**
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Die in ganz Mitteleuropa im Bestand stark rückläufige Bekassine ist auch in Bayern aus vielen Gebieten völlig verschwunden, im Donauried und im unteren Isartal sowie im Erdinger Moos ist sie nur noch mit wenigen Brutpaaren vertreten. Etwas günstiger stellt sich die Situation noch in den höheren Mittelgebirgslagen und in den großen Mooren des Alpenvorlandes dar (z.B. im Murnauer Moos).

Autökologie:

Die Bekassine brütet in weitgehend ebenem, dauerfeuchten oder nassen Gelände mit einer Bodenvegetation, die bereits im Frühjahr hoch genug ist, um dem am Boden sitzenden Vogel ausreichend Deckung zu bieten. Diese Voraussetzung erfüllen Pfeifengras-Streuwiesen nicht, da der Bestandsbildner *Molinia caerulea* spät austreibt und erst im Spätsommer eine entsprechende Höhe aufweist.

Als Bruthabitate bevorzugt *Gallinago gallinago* daher Großseggenrieder und andere strukturell ähnliche Vegetationstypen mit zur Brutzeit hoher Bodenfeuchtigkeit, z.B. Schneidriede. Weitere Brutvorkommen liegen v.a. in extensiv bewirtschafteten CALTHION-Wiesen (vgl. Kap. 1.5.1.2.6 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen").

Da die Vegetation andererseits eine bestimmte Höhe nicht überschreiten darf, werden stärker verschilfte Flächen und Gebiete mit nennenswertem Anteil an höheren Büschen oder Bäumen gemieden. Bei insgesamt der Sumpfohreule und der Wiesenweihe vergleichbaren Ansprüchen (siehe unten) an die Struktur des Lebensraumes ist hohe Bodenfeuchte für die Bekassine jedoch von weit höherer Bedeutung (sie liebt zum Beginn der Brutzeit feuchten Boden, Bereiche mit langanhaltenden Frühjahrüberschwemmungen werden dagegen nach SCHMIDT 1989 gemieden). An die Ausdehnung ihres Lebensraumes stellt sie dagegen relativ bescheidene Ansprüche: Für ein Brutpaar können bereits 1500 m² genügen (GREINER 1967 in WÜST 1990: 623). Brut- und Nahrungshabitate sind nicht immer identisch, liegen jedoch eng benachbart (SCHMIDT 1989).

Jungvögel werden ab Beginn der zweiten Junidekade bis spätestens Ende der zweiten Julidekade flügge. Als Nahrung dienen v.a. Kleintiere der oberen Bodenschichten.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Siehe Sumpfohreule und Wiesenweihe.

- **Wiesenpieper (*Anthus pratensis* L., 1758)**
RL BRD: - ; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

In jüngerer Zeit brütet der Wiesenpieper vor allem in den Mooren und Feuchtwiesen des Voralpinen

Hügellandes und in Resten auch im mittleren und nördlichen Alpenvorland sowie im Donauraum. In Nordbayern beschränken sich die Brutvorkommen auf Wiesenlandschaften Mittelfrankens und der Oberpfalz sowie die höhergelegenen Moore Unter- und Oberfrankens (BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980 in WÜST 1986: 982).

Autökologie:

Bei uns sind v.a. Streuwiesen und Feuchtwiesen (vgl. Kap. 1.5.1.2.8 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), bis hin zu feuchtem oder wechselfeuchtem Wirtschaftsgrünland auf ehemaligen Moorböden und im Auenbereich von Flüssen als Bruthabitate geeignet, außerdem intakte wie auch infolge von Entwässerungseinflüssen verheidete Hochmoorbereiche. In stark kultivierten Niedermoorlandschaften sind die Bruten auf Grabenränder konzentriert.

Die geeignete Habitatausstattung von Brutplätzen in Streuwiesenkomplexen sei am Beispiel der "Mertinger Höll" im Donauried charakterisiert, einem wechselfeuchten Flachmoor mit sommerlicher oberflächlicher Austrocknung:

Anthus pratensis brütete hier in Großseggenriedern und Pfeifengrasbeständen mit eingestreuten Seggenfazies. Schilf fehlte weitgehend. Das Vordringen von Weiden-Faulbaum-Gebüsch führte bereits ab 1966 zu einer starken Einengung des Brutraumes und zu einem Absinken der Brutpaarzahlen von ursprünglich 10 auf 2-4 Brutpaare. In dem einst bedeutenden Brutgebiet ist das Wiesenpieper-Vorkommen seit 1980 vermutlich erloschen.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Während die Wiesenpieper-Bruthabitate in Hochmoorbereichen keiner Pflege bedürfen (und deshalb weniger rasch im Schwinden begriffen sind), ist die Erhaltung von Brutvorkommen in Streuwiesen-Komplexen nur durch eine mehr oder weniger regelmäßige Mahd zu gewährleisten, die stärkere Gebüschsukzession und Verschilfung verhindert. Wird im Rahmen einer Streuwiesen-Regenerationspflege eine Entbuschung vorgenommen, schadet es dem Wiesenpieper nicht, wenn einzelne Büsche oder Buschgruppen stehengelassen werden.

- **Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus* L., 1758)**
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Der Schilfrohrsänger ist von allen Rohrsänger-Arten in den wenigsten Rasterfeldern der bayerischen Brutvogel-Rasterkartierung nachgewiesen (NITSCHE & PLACHTER 1987: 182). Die bayerischen Schilfrohrsänger-Brutbestände zeigen trotz großer lokaler Bestandsschwankungen bzw. vorübergehender Zunahmen insgesamt einen Rückgang (z.B. im Rötelseegebiet/Lkr. CHA nach LIPSKY 1992 mdl.).

Autökologie:

Acrocephalus schoenobaenus bevorzugt im Gegensatz zu Drossel- und Teichrohrsänger, die nur in im Wasser stehenden Schilfbeständen brüten, die landseitigen Abschnitte von Verlandungszonen und ist

auch nicht auf Schilf-Reinbestände angewiesen. Vielmehr brütet er v.a. in mit Schilf und Weiden durchsetzten Großseggenriedern (Übergangszonen zwischen Röhrichtgürtel und Großseggenriedern im Verlandungsgürtel von Seen) und in verschilften Streuwiesen.

Wesentlich sind nach HÖLZINGER (1987b: 1216) höhere vertikale Strukturen, v.a. Schilf in nicht zu dichten Beständen, über einer Schicht niedriger vertikaler und/oder horizontaler Strukturen wie z.B. Seggen.

Die Hauptnahrung stellen Insekten (v.a. DIPTERA, MECOPTERA) und Spinnen dar.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Bei Pflegemaßnahmen, die zur Regeneration verschilfter Streuwiesen im Kontaktbereich zur Schilfzone von Verlandungsbereichen notwendig werden, die Schilfrohrsänger-Brutvorkommen aufweisen, können Beeinträchtigungen durch Anwendung von Rotationssystemen vermieden werden (Beschränkung auf jahr- und abschnittsweise Mahd).

Nur noch in wenigen Gebieten und z.T. unregelmäßig brüten Sumpfohreule, Wiesenweihe, Großer Brachvogel und Raubwürger in bayerischen Streuwiesen-Lebensraumkomplexen:

- **Sumpfohreule**
(*Asio flammeus* PONTOP., 1763)
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

Die Brutvorkommen sind auf traditionelle Brutgebiete im schwäbischen Donaauraum und im Ries konzentriert; unregelmäßig brütet die Sumpfohreule darüber hinaus auch im Voralpenraum (Ammerseegebiet, Loisach-Kochelseemoore).

Autökologie:

Die Sumpfohreule ist ein Charaktervogel der Tundren- und borealen Zone. Da die Wühlmauspulationen Nordeuropas und Asiens aber periodisch nach Gradationen (kurzfristigen Massenvermehrungen) etwa alle drei bis vier Jahre schlagartig zusammenbrechen, sind die Sumpfohreulen zum Abwandern in andere Gebiete gezwungen, in denen ein ausreichendes Angebot an Kleinsäugetieren zur Verfügung steht.

Als solche Ausweich-Brutgebiete kommen nur weite, gut überschaubare Landschaftsräume in Frage. Meist werden Gebiete gewählt, die ausgedehnte Großseggenbestände aufweisen, die *Asio flammeus* die bevorzugte halbhohe und deckungsreiche Vegetationsstruktur bei gleichzeitiger guter "Überschaubarkeit" bieten und von Störungen weitgehend verschont sind. Die Nester der Sumpfohreulen, wie auch die Tagesruheplätze der Altvögel und der Jungvögel während der Brutzeit, befinden sich häufig in oder am Rande von Großseggenbeständen. Nach BLAB (1986a: 78) sind auch niedrige, schütterte Schilfbestände Vorzugsbiotope. Zur Jagd werden auch angrenzende Wiesenflächen genutzt (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"). Das Jagdrevier

kann nach BRÜLL (in BLAB 1986a: 118) 100-400ha zusammenhängenden Grünlandgebietes mit hohem Extensivgrünland-Anteil umfassen. Die Reviergröße und die Siedlungsdichte sind eng mit dem Kleinsäuger-Angebot (insb. Wühlmäuse) der Lebensräume korreliert. Vögel, Kriechtiere und Insekten spielen in Kleinsäuger-Gradationsjahren im Nahrungsspektrum nur eine untergeordnete Rolle.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Günstig für die Erhaltung angestammter Sumpfohreulen-Brutgebiete ist gelegentliche Mahd von Großseggenbeständen mit Sukzessionstendenz. Traditionelle Bruthabitate in Torfstichen der südbayerischen Becken-Niedermoore sind durch Verbuschung für die Art nicht mehr nutzbar. Werden Entbuschungsaktionen in noch besetzten Brut- oder Überwinterungsgebieten durchgeführt, ist die Abwanderung der Sumpfohreulen zu befürchten. Günstig ist es daher, wenn derartige Pflegeeingriffe in Jahren erfolgen, in denen keine Sumpfohreulen-Einflüge stattgefunden haben. Störungen, z.B. durch Erholungsaktivitäten führen u.U. zur Revieraufgabe.

Die Schaffung großzügiger, extensiv genutzter Wiesengebiete um vorhandene Feucht- und Streuwiesen-Kernbiotope kommt auch der Sumpfohreule zugute, da hierdurch das Nahrungsangebot und damit die Attraktivität von Niedermoor-Lebensräumen als Ausweich-Brutgebiete für *Asio flammeus* deutlich erhöht werden kann. Außerdem wäre damit - verbunden mit einer Lenkung des Erholungsverkehrs - eine bessere Abschirmung der Bruthabitate von Störungen zu erreichen.

- **Wiesenweihe**
(*Circus pygargus* L., 1758)
RL BRD: 1 ; RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

Von den etwas über 100 in Westdeutschland brütenden Paaren entfallen nur etwa zehn auf Bayern und Baden-Württemberg. Die wenigen, aber relativ regelmäßig besetzten Brutplätze liegen im Donaauraum und im Ries, nur unregelmäßig brütet die Wiesenweihe im Alpenvorland (Loisach-Kochelseemoore, Ammerseegebiet, Chiemseebecken).

Autökologie:

Ähnlich wie die Sumpfohreule besiedelt die Wiesenweihe großräumige Feucht- und Streuwiesengebiete, doch kommt es auch regelmäßig zu Brutversuchen in trockenen Lebensräumen (z.B. hochwüchsigen Getreidefeldern), wenn diese eine geeignete Vegetationsstruktur aufweisen (vgl. Kap. 1.5.1.2.9 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen").

Bedeutsam ist, daß der engere Brutplatz eine möglichst gleichförmig dichte und hohe, jedoch zur Brutzeit im Juni kaum über 1,20 m hohe Vegetation aufweist (HÖLZINGER 1987b: 900). Deshalb werden bevorzugt Großseggenrieder besiedelt, die auch eine lockere Verschilfung aufweisen können. Nach WÜST (1990a: 385) befinden sich die Horste sogar

vorzugsweise in langjährig nicht gemähten Streuwiesen mit nur mäßig hochwüchsigen (1-1,50 m hohen), lockeren *Phragmites*-Beständen. Auch eingestreute höhere Stauden, Sträucher oder Jungbäume stören nicht, solange sie die "Überschaubarkeit" nicht beeinträchtigen.

Die Jungen werden meist erst Ende Juli, z.T. sogar erst Anfang August flügel. Die Nahrung besteht zu einem großen Teil aus Insekten (insbesondere Heuschrecken) und Reptilien, sowie kleinen, bodenbrütenden Singvogelarten (z.B. Feldlerchen, Schafstelzen) und Kleinsäugetieren.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Der Wiesenweihe kommt es zugute, wenn in den Bruthabitaten durch gelegentliche Mahd nach dem Flügengewerden der Jungen stärkere Verbuschung oder Verschilfung verhindert wird. Die Erhaltung bzw. Neuschaffung ausgedehnter Streu- und Feuchtwiesenflächen in der Umgebung der Brutbiotope stellt ein qualitativ und quantitativ ausreichendes Nahrungsangebot sicher, das als Bruthabitat genutzte Großseggenrieder nicht im gleichen Maße bereitzustellen vermögen (die Hauptbeutetiere treten in Streu- und Feuchtwiesen in erheblich höheren Individuendichten auf) und kommt dem hohen Arealanspruch der Art entgegen.

Die eigentlichen Bruthabitate müssen nicht groß sein; ob sich Wiesenweihen ansiedeln, hängt angesichts ihrer Aktionsräume (nach KNEIS 1989 ca. 4-28 km²) v.a. vom Nahrungsangebot eines naturnahen und abwechslungsreichen Umfeldes ab. Die Größe des Jagdreviers wird mit 500-800 ha angegeben (BLAB 1986a: 118). Auch die Wiesenweihe kann auf Störungen mit Brutaufgabe und Abwanderung reagieren.

- **Großer Brachvogel**
(*Numenius arquata* L., 1758)
RL BRD: 2 ;RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

Eine Gesamtübersicht der Brutverbreitung des Brachvogels in Bayern wird im Kap. 1.5.1.2.1 des LPK-Bandes II.6 "Feuchtwiesen" gegeben (mit Verbreitungskarte).

Autökologie:

Der Brachvogel benötigt zur Brut großräumige, weitgehend ebene Landschaften mit zusammenhängenden, kurzrasigen, im Frühjahr nassen oder feuchten, zumindest aber frischen Wiesen. Feuchte Ausbildungen mehr oder weniger stark gedüngter, zwei- bis dreischüriger Glat- und Goldhaferwiesen sind heute die wichtigsten Bruthabitate, "echte Feuchtwiesen" und Streuwiesen treten demgegenüber zurück (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"). Vor dem rapiden Schwund und der räumlichen Zersplitterung noch genutzter Streuwiesen waren v.a. Pfeifengraswiesen zentrale Bruthabitate (z.B. im Ampermoos vor der überwiegenden Verbrachung). Regional (v.a.

im Alpenvorland) sind sie allerdings nach wie vor unverzichtbare Brachvogel-Lebensräume.

Für den Brachvogel optimale Gebiete zeichnen sich durch gute "Überschaubarkeit", also das weitgehende Fehlen von Gehölzstrukturen, Bahndämmen oder sonstigen Sichthindernissen aus. Einzelne Bäume oder Büsche werden an traditionellen Brutplätzen toleriert, dürften Brachvogel-Neuansiedlungen jedoch hinderlich sein (HÖLZINGER 1987b: 1005). *Numenius arquata* neigt außerdem in Gebieten mit häufigen, v.a. durch Erholungssuchende verursachten Störungen, zur Aufgabe von Brut. Die meisten Streuwiesen-Vorkommen sind heute zu kleinflächig und zersplittert, um den Ansprüchen des Großen Brachvogels gerecht zu werden, zusagende Bedingungen findet er nur noch in wenigen großen, zusammenhängenden Streuwiesenkomplexen, wie dem Murnauer Moos, den Loisach-Kochelsee-Mooren oder dem NSG Ammersee Südufer.

Die Brut erfolgt im März/April, bei einem Gegeverlust vor Mitte Mai wird Ende Mai ein zweiter Brutversuch unternommen. In diesem Fall werden die Jungen manchmal erst in der zweiten Julidekade flügel, sonst bereits in der ersten Junidekade. Günstig für die Nestanlage sind kleine Mikrorelief-Unterschiede innerhalb der Wiesen. Im zeitigen Frühjahr, während der Brut und auf dem Durchzug stellen Regenwürmer die Hauptnahrung, später sind auch besonders Laufkäfer, Spinnen und Zikaden eine wichtige Nahrungsquelle. Als Nahrungshabitate sind höhere und dichtere Wiesenbestände wenig geeignet, da sich die Nahrungssuche hier erheblich aufwendiger gestaltet als in Grünlandbiotopen mit niederwüchsiger und lockerer Struktur wie z.B. Pfeifengrasstreuwiesen (in zwei- oder mehrschürigem Intensivgrünland ist Futter nur nach der Mahd gut zu erlangen).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Traditionelle Streuwiesen-Bewirtschaftung oder dieser entsprechende Pflege bieten für den Brachvogel ideale Voraussetzungen: Gebüschsukzession wird verhindert und die damit verbundene Gefahr von Nestverlusten durch Räuber minimiert. Durch die späte Mahd können die Brachvögel ungestört ihre Jungen aufziehen. Verbrachung führt dagegen vielfach zur Aufgabe der Brutplätze; ein Ausweichen auf nahegelegene Mähwiesen erfolgt nicht immer (vgl. HÖLZINGER 1987b: 1005). Wegen der frühen Mahd ist ein Reproduktionserfolg auf zweischürigen Wiesen nur möglich, wenn bereits der erste Brutversuch erfolgreich verläuft.

Von der Wiederherstellung weiträumiger - für wirksamen Schutz sind nach GREINER (in WÜST 1990a: 576) wenigstens 1km² große und mindestens 700m tiefe, von März bis Juni störungsarme Areale notwendig - und regelmäßig gepflegter Streu- und Feuchtwiesenkomplexe hängt es ab, ob die bayerischen Brachvogel-Brutbestände stabilisiert bzw. erhöht werden können!

- **Raubwürger (*Lanius excubitor* L., 1758)**
RL BRD: 1 ; RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

Siehe LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen". Einzelne Schwerpunkte in Unter- und Oberfranken, in Mittelfranken (Lkr. NEA) in der nordöstlichen Oberpfalz, in Schwaben und Oberbayern. In Moorlebensräumen tritt der Raubwürger im Murnauer Moos (BEZZEL, LECHNER & SCHÖPF 1983) und in der Grasleitner Moorlandschaft (KRAUS 1992 mdl.) noch als Brutvogel auf, in anderen Gebieten ist er (nur) noch regelmäßiger Wintergast (z.B. im NSG Ammersee Süd).

Autökologie:

Der Raubwürger benötigt großräumige Landschaftsausschnitte mit weitgehend offenem Charakter, durchsetzt mit Einzelbäumen, Sträuchern, Gebüschgruppen, Leitungsmasten (Ansitzwarten für die Jagd). Solche Lebensräume findet der Raubwürger z.B. noch in Kalkmagerrasen-Lebensraumkomplexen (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"), aber auch in größeren Moorlebensräumen Südbayerns und den waldfreien, von einzelnen Gehölzen durchsetzten Hochflächen der Langen Rhön. Entscheidend ist ein ausreichendes Nahrungsangebot: Im Winter v.a. Kleinsäuger und Singvögel, im Sommer auch große Insekten.

Bemerkenswert ist der hohe Raumanpruch des Raubwürgers: Ein Brutpaar benötigt mindestens 25 ha, überwinternde Vögel sogar die doppelte Fläche. Daraus ergibt sich, daß nur zusammenhängende, in ein intensiv genutztes Umfeld eingebundene Streuwiesengebiete einen Beitrag zu Erhaltung von *Lanius excubitor* zu leisten vermögen.

Es soll nicht unerwähnt bleiben, daß der Pflegezustand auch für Vogelarten von Bedeutung ist, die in Niedermoore mit Streuwiesen nicht oder nicht regelmäßig brüten, diese jedoch gerne als Überwinterungshabitat wählen, oder hier auf dem Durchzug längere Zeit verweilen.

Ein Beispiel dafür ist die Kornweihe, die sich z.B. mit hoher Regelmäßigkeit in der Mertinger Höll, im Ampermoos, im NSG Ammersee Südufer und im Murnauer Moos aufhält.

Gebiete mit Wasserflächen und ausgedehnten Schilfbereichen üben dabei auf die Art besondere Anziehungskraft aus. Da Kleinsäuger sicher auch im Winterhalbjahr wichtige Beutetiere darstellen, wirkt es sich günstig aus, wenn beim Höhepunkt des Zuggeschehens in den als "Zwischenstationen" dienenden Niedermooren Streuwiesen zur Verfügung stehen, in denen diese Nahrung aufgrund bereits erfolgter Mahd leicht erlangbar ist.

Dies kommt gleichermaßen anderen Vogelarten zugute, die stark vom Angebot leicht zu erjagender Kleinsäuger profitieren, wie z.B. Raubwürgern oder dem Merlin.

1.5.2.3 Reptilien und Amphibien

- **Kreuzotter**
(*Vipera berus* L., 1758)
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Die Kreuzotter ist in Bayern in vielen Gebieten auf isolierte Restpopulationen zurückgegangen. Nach BLAB et al. (1989) zeigt sie lediglich im Bayerischen Wald und im Fichtelgebirge sowie in Oberbayern ein noch einigermaßen geschlossenes Verbreitungsbild. In Oberbayern besiedelt sie die Moore des Moränenhügellandes (sowie die Lechfeldheiden, vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"). Hier lebt sie nach GRUBER (1982) v.a. im Bereich der Streuwiesen und der lichten Latschen-Birkenbestände angrenzender Hochmoorränder, z.B. im Murnauer Moos.

Autökologie:

Zu den Schwerpunktlebensräumen der Kreuzotter gehören Moorränder, etwa dort, wo Streuwiesen an verheidete Hochmoor-Randbereiche angrenzen. Als bevorzugte Aktionsräume in Moorkomplexen werden in der Literatur übereinstimmend Grenzbereiche zwischen trocken und feucht, zwischen höherer und niedrigerer Vegetation genannt. CLAUSNITZER (1989) konnte ruhende Kreuzottern insbesondere in Partien mit 5-30cm hoher Vegetation registrieren. Nach FRÖHLICH (mdl. Mitteilung WEIDEMANN 1993) sind besonders kniehohe *Vaccinium*-Bestände und Brombeerdickichte typische Habitatstrukturen. Streuwiesen sind für die Kreuzotter hinsichtlich Nahrungsangebot und Vegetationsstruktur ein wesentlich günstigerer Lebensraum als Futterwiesen, die die Kreuzotter nach CLAUSNITZER erst in einem späten Brachestadium zu besiedeln vermag. *Vipera berus* gilt als "Kulturflüchter".

Nach BLAB (1980) werden die Kreuzotter-Abundanzen besonders über das Nahrungsangebot für die Jungtiere determiniert. Hohe Ansprüche stellt die Kreuzotter an die Flächengröße geeigneter Biotope: Sie verschwindet BLAB zufolge bei Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung als erste Reptilienart, wenn der Anteil an "linien- und fleckenförmigen Ödländereien" einen gewissen Schwellenwert unterschreitet.

- **Waldeidechse**
(*Lacerta vivipara* JAQUIN, 1787)

Die Waldeidechse ist neben der Blindschleiche die einzige in den meisten Gebieten Bayerns noch häufige und noch nicht gefährdete Reptilienart.

Durch ihre Fähigkeit, voll entwickelte Jungen zur Welt zu bringen, ist sie unabhängig von trockenwarmen Eiablageplätzen. Waldeidechsen können dadurch sowohl Gebiete mit kurzer Vegetationsperiode, als auch "kalte" Moorlebensräume erfolgreich besiedeln. Allen Vorkommensgebieten gemeinsam ist nach BLAB & VOGEL (1989) das Vorhandensein einer weitgehend geschlossenen Kraut- und Grasvegetation und relativ hohe Bodenfeuchtigkeit. Streuwiesen gehören nach GRUBER (1982) zu den

idealen Lebensräumen der Waldeidechse. Günstige Kleinstrukturen für Sonnenbäder trächtiger Weibchen und als Nacht- bzw. Winterquartiere sind z.B. Holzstapel oder Baumstrünke. Auch hinsichtlich des Flächenbedarfs ist die Waldeidechse weit weniger anspruchsvoll als etwa die Kreuzotter: Nach GLANDT (1979) sind Kolonien auf nur 240m² Fläche jahrelang überlebensfähig.

Neben diesen beiden Arten bezieht auch die **Ringelnatter** (*Natrix natrix*, RL Bayern 3) Streuwiesen in ihr Jagdrevier mit ein, wenn diese sich in der Umgebung stehender bis träge fließender Gewässer (z.B. in Streuwiesengebiete eingebundene Kleingewässer und Gräben) befinden. Der Großteil der Nahrung (v.a. Amphibien) wird jedoch im Wasser erbeutet. Eine gewisse Affinität zu Niedermoor-Komplexlebensräumen zeigen unter den **Amphibien** Moorfrosch, Springfrosch, Laubfrosch, Grasfrosch, z.T. auch Teichmolch und Kammolch. Ob Streuwiesen als Landlebensraumbestandteil für diese Arten dienen können, hängt wesentlich vom Vorhandensein geeigneter Laichgewässer ab. Die Laichplatzansprüche und weitere pflegerelevante Aspekte der Autökologie dieser Amphibienarten werden daher v.a. in den Lebensraumtypen-Bänden des LPK abgehandelt, die Gewässer-Lebensräume zum Thema haben. Über die genauen Aufenthaltsorte bzw. die Bevorzugung bestimmter Strukturelemente innerhalb von Streuwiesen-Komplexen ist nur wenig bekannt (vgl. BLAB 1986b: 88ff.):

- Der **Springfrosch** (*Rana dalmatina*, RL Bayern 2) bevorzugt i.d.R. trockenere Standorte an "Grenzlinsen der Landschaft" (z.B. Waldinnen- und Außenränder); in trockenen Jahren ziehen sich die Tiere aber gern in feuchte Lebensräume zurück, wobei im Offenland eine starke Bindung an die Komponente "tiefeasteter Busch" zu erkennen ist (Nutzung von Streu- und Feuchtwiesenbrachen mit eingestreuten Sukzessionsgebüschchen).
- Sommerquartiere des **Laubfroschs** (*Hyla arborea*, RL Bayern 3) sind laichplatznahe Bereiche mit sonnenexponierten, vertikalen Strukturen. Als solche kommen u.a. Gebüsche und Hochstauden in Streu- und Feuchtwiesenbrachen in Frage.
- Den Landlebensraum des **Grasfrosches** (*Rana temporaria*, nicht gef.) bilden feuchte Wälder (v.a. Bruch- und Auwälder), aber auch Streu- und Feuchtwiesen-Komplexe. Bevorzugte Einstände in diesen weitgehend offenen Lebensräumen sind eingestreuete Büsche, Binsenbulte und Hochstaudenfluren (in Brachen oder an Grabenrändern), die der hygrophilen Art Schutz vor allzu starker Sonneneinstrahlung bieten.

1.5.2.4 Tagfalter

Übersicht über die im folgenden behandelten Arten:

Moorwiesenvögelchen (S. 106)
 Heilziest-Dickkopffalter (S. 106)
 Waldwiesenvögelchen (S. 107)
 Lungenezian-Ameisenbläuling (S. 108)

Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (S. 109)
 Großes Wiesenvögelchen (S. 110)
 Abbiß-Scheckenfalter (S. 111)
 Blaukernauge, Riedteufel (S. 112)
 Schwarzblauer Ameisenbläuling (S. 113)
 Mädesüß-Perlmutterfalter (S. 114)
 Baldrian-Scheckenfalter (S.115)
 Rostbraunes Wiesenvögelchen (S. 116)
 Schwalbenschwanz (S. 116)
 Wegerich-Scheckenfalter (S. 117)
 Großer Perlmutterfalter (S. 117)
 Zweibrütiger Scheckenfalter (S. 117)
 Violetter Waldbläuling (S. 117)
 Schachbrett (S. 117)

- **Moorwiesenvögelchen**
 (*Coenonympha oedippus* FABRICIUS, 1787)
 RL BRD: 1 ; RL Bayern: 0

Verbreitung in Bayern:

Die in Mitteleuropa seit jeher nur in isolierten Kolonien verbreitete, submediterrane Art gilt in Bayern (und in der gesamten BRD) als ausgestorben. Nach BINK (WEIDEMANN mdl. 1993) ist *C. oedippus* als submediterrane Schwesterart von *Coenonympha hero* aufzufassen. In Bayern ehemals in den Isarmoosen südlich Landshut, Beuerberg, im Ahreiner Moos südlich Griefenbach (Niederbayern), im Ismaninger Moos beim Goldachhof und bis in die 70er Jahre des vorigen Jahrhunderts im Dachauer und Deiniger Moos (OSTHELDER 1925: 128f).

ABSP: LA 2/1925; TÖL 2/1921; M 1/1912;
 DAH 1/1800.

In der Schweiz werden "hochwüchsige Sümpfe und Riedwiesen" als Lebensräume genutzt (SBN (1987: 295). WEIDEMANN (1988: 286) nennt als geeignete Habitate neben Säumen von Silberweiden-Stromauewäldern und üppig wachsenden Pfeifengrasbeständen lichter Eichen-Birkenwälder auch Pfeifengras-Mähwiesen in der Umgebung von Großseggenriedern, die mutmaßlich in Bayern die Lebensräume der Art waren. Eine selbständige Wiederbesiedlung geeigneter bayerischer Streuwiesen erscheint angesichts der großen Entfernung zu bestehenden Kolonien unrealistisch; künstliche Wiederansiedlungsversuche sollten unterbleiben, solange die Ansprüche der Art nicht genauer umrissen werden können.

- **Heilziest-Dickkopffalter**
 (*Carcharodus flocciferus* ZELLER, 1847)
 RL BRD: 1 ; RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

Die Verbreitung des Heilziest-Dickkopffalters ist nur unzureichend bekannt, obgleich in Niedermoorlebensräumen keine Art fliegt, mit der er zu wechseln wäre. Schon OSTHELDER (1925) nennt nur wenige südbayerische Fundorte (z.B. am Kochelsee und in den Staffelseemooren). Neuere Nachweise aus Streuwiesenlebensräumen liegen unseres Wissens vor z.B. aus den Landkreisen LI (bayerisches Bodenseebecken nach MARKTANNER in

EBERT & RENNWALD 1991b: 464), GAP (Murnauer Moos, Grafenaschau nach LÖSER 1982), WM (u.a. Grasleitner Moorlandschaft nach LIPSKY 1992 mdl. und Schwarzlaichmoor nach WEIDEMANN 1993 mdl.) und RO (Harrasser Moos, eigene Beobachtungen), sowie TS.

Autökologie:

Schwerpunktlebensraum des Heilziest-Dickkopffalters in Bayern sind Streuwiesen, wenngleich die Art außerhalb Bayerns (vgl. EBERT & RENNWALD 1991b: 460) wie auch in Nordbayern (WEIDEMANN 1993 mdl.) vereinzelt auch aus Trockenlebensräumen gemeldet worden ist (der Heilziest wächst hier ebenfalls, und zwar an leicht wechselfeuchten Standorten). Die Vorkommensorte der Art im Harrasser Moos sind als wechselseuchte, auch nach früh sommerlichen Starkregen nicht überstaute, mit Arten des *Calthion* angereicherte Pfeifengrasstreuweisen mit ausgeprägtem Heilziest-(Wiesenknopf-/Klappertopf-)Blühaspekt zu charakterisieren. Diese Beobachtungen stimmen mit den Angaben von EBERT & RENNWALD (1991b: 463) überein, die von Eiablagen im trockensten Teil einer ungemähten, lückigen, wechselfeuchten, bereits mit Mesobromion-Arten angereicherten Pfeifengraswiese berichten. Offenbar werden im Bodenseebecken ähnlich wie im Chiemseebecken die trockeneren (höchstens in Ausnahmefällen überstauten) Randzonen, nicht aber die Überflutungstreuweisen besiedelt. Teilweise handelt es sich am Chiemsee um Jungbrachen, in denen *C. flocciferus* zusammen mit *Maculinea teleius* und *M. nausithous* fliegt. Die besiedelten Streuwiesen grenzen vielfach unmittelbar an mehrschnittiges Intensivgrünland und sind daher besonders von Nutzungsintensivierungen bedroht. In der Grasleitner Moorlandschaft sind es dagegen jährlich gemähte Streuwiesen mit Arten der Halbtrockenrasen und mit ausgeprägtem Kleinrelief (LIPSKY 1993 mdl.), in denen die Falter gehäuft an natürlichen Grenzlinien (Waldrand-Streuweise, Streuwiese-degradiertes Hochmoor) zu beobachten sind.

Stachys officinalis ist die einzige Eiablage- und Raupenfutterpflanze. Die Eiablage konnten EBERT & RENNWALD (1991b: 461) an lückig-niederwüchsigen Stellen an junge, im Ablagejahr nicht mehr zur Blüte gelangende Grundblattrosetten des Heilziestes ab Anfang Juli beobachten (entsprechende Stellen sind in Pfeifengraswiesen z.B. am Rand kleiner, gelegentlich geräumter Gräben gehäuft zu finden). Mutmaßlich überwintert die ausgewachsene Raupe.

Falter (E5)A6-E7; die Falter saugen fast ausschließlich an Heilziest (nach MARKTANNER in EBERT & RENNWALD 1991 auch an Sumpfkatzdistel).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Fortschreitende Brache bringt Kolonien des Heilziest-Dickkopffalters offenbar ebenso zum Verschwinden wie Nutzungsintensivierung. EBERT & RENNWALD (1991: 465) empfehlen daher partienweise alternierende Herbstmahd in dreijährigem

Turnus, die mutmaßlich auch für die bayerischen Vorkommen ein geeignetes Habitatmanagement darstellt. Nach LIPSKY (1993 mdl.) ist jedoch auch die, in den Habitaten der Grasleitner Moorlandschaft praktizierte, jährliche Herbstmahd für *Cartharodus flocciferus* nicht schädlich; möglicherweise wirkt es sich positiv aus, wenn Kuppenbereiche der buckligen Wiesen bei der Mahd "abgeschoren" werden, und dadurch offene Bodenstellen entstehen, an denen *Stachys officinalis* Fuß fassen kann (Verfügbarkeit junger Grundblattrosetten als Eiablagemedium!). Andererseits dürfte es zu hohen Raupenverlusten führen, wenn auf der gesamten Streuwiesenfläche ein zu tief angesetzter Schnitt erfolgt.

- **Waldwiesenvögelchen**
(*Coenonympha hero* L., 1761)
RL BRD: 2; RL Bayern: 1

Verbreitung in Bayern:

In Nordbayern bereits vom Aussterben bedroht; in südbayerischen Moor-Lebensraumkomplexen ist *Coenonympha hero* noch etwas regelmäßiger anzutreffen, z.B. im Murnauer Moos nach LÖSER (1982: 342), in der Grasleitner Moorlandschaft nach LIPSKY (1992, mdl.) und im Lkr. TÖL (eigene Beob.).

ABSP:

Unterfranken: WÜ vor 1950 (L);
Mittelfranken: WUG 1/1984; NEA 1/1983;
Oberpfalz: CHA 1/1985;
Schwaben: GZ 2/1984; DON 1/1983;
Oberbayern: ND 1/1985; GAP 7/1976; WM 2/1982;
TÖL 1/1985; STA 1/1974; M 1/1941; FFB 2/1982.

Autökologie:

Ähnlich wie in Baden-Württemberg kommen als Habitate in Bayern unterschiedliche Lebensraumtypen in Frage. In Südbayern werden v.a. Streuwiesenkomplexe besiedelt; es handelt sich wie in Oberschwaben (vgl. MEINEKE 1982) v.a. um verbuschende (nicht verschilfte!) Streuwiesenbrachen mit Weiden- und Erlensträuchern oder Faulbaum-Aufwuchs. Individuenreiche Kolonien sind auch aus dem Auen-Lebensraummosaik des Lechs südlich Augsburg bekannt (SUTTNER 1992 mdl.); hier werden gebüschreiche Übergangsbereiche zwischen lichtem Wald und eingestreuten Heideflächen (z.T. wechselseucht) bewohnt. WEIDEMANN (1988: 285) berichtet vom Vorkommen des Waldwiesenvögelchens an etwas feuchteren Stellen in anthropo-zoogen gelichteten Waldlandschaften des südlichen Steigerwaldes. Das Spektrum besiedelter Biotope deutet darauf hin, daß *Coenonympha hero* an luftfeuchte, nicht zu kühle Standorte gebunden ist (vgl. auch Lebensraumbeschreibungen in EBERT & RENNWALD 1991b: 103f.).

Die Eier werden an Gräser angeheftet, die als Raupennahrung dienen, nach WEIDEMANN (1988: 285) sind dies z.B. *Deschampsia caespitosa*, *Festuca*-, *Calamagrostis*- und *Carex*-Arten. Überwintert als Jungraupe. Falter E5-E6; Blüten werden anscheinend nicht besucht, daher ist die sehr standorttreue

Art nicht gezwungen, zur Nektaraufnahme die oft sehr blütenarmen Streuwiesen-Brachen zu verlassen.

Aufgelassene Pfeifengraswiesen mit aufkommendem Faulbaumgebüsch entsprechen dem Habitatschema des Waldwiesenvögelchens, in dem niedrigen Büschen als Revieransitz (Geschlechterfindung) und bevorzugte Kopulationsplätze offenbar eine wesentliche Bedeutung zukommt.

Auch bei den in der Grasleitner Moorlandschaft besiedelten Bereichen handelt es sich nach LIPSKY (1992, mdl.) um Kontaktzonen verbrachter Streu- und Feuchtwiesenflächen mit Gebüschsukzession zu Hecken sowie angrenzenden, durch ehemalige Beweidung aufgelichteten Waldparzellen.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Aus der Präferenz für bereits weiter fortgeschrittene Sukzessionsstadien, wie Streuwiesenbrachen mit einsetzender Verbuschung, kann geschlossen werden, daß *Coenonympha hero* auf Entbuschung und Mahd der gesamten als Larvalhabitat geeigneten Flächen äußerst empfindlich reagiert. Andererseits verschwindet die Art schließlich auch, wenn die weitere Entwicklung zu Niedermoor-Wäldern zugelassen wird. Günstig für das Waldwiesenvögelchen ist daher in Streuwiesenkomplexen mit Populationen der Art ein Pflegemanagement, bei dem durch auf Teilbereiche beschränkte abschnittsweise Mahd und Entbuschung der als Larvalhabitate geeigneten Streuwiesenbrachen in größeren (der Verbuschungsdisposition bzw. -geschwindigkeit angepaßten) zeitlichen Abständen immer ausreichende Flächen im Initialstadium der Gehölsukzession erhalten bleiben.

- **Lungenenzian-Ameisenbläuling**
(*Maculinea alcon ssp. alcon* DENNIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775)
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

In Nordbayern bereits sehr seltene Unterart, die in Südbayern - mit Schwerpunkt in den Moorgebieten des Alpenvorlandes - noch z.T. individuenstark vertreten ist. Auch im bayerischen Alpengebiet ist *Maculinea alcon ssp. alcon* heute äußerst selten. Nach VOITH (1991: 36) befindet sich in der Braunseggen-Pfeifengraswiese von Palauöd im NSG "Östliche Chiemgauer Alpen" die einzige rezente alpine Population östlich des Inns!

Nur wenige Populationen Europas bestehen nach SBN (1987: 364) heute aus mehr als 100 Faltern.

Große Vorkommen existieren z.B. nach eigenen Beobachtungen noch im NSG "Ammersee Südufer", im Harrasser Moos (südl. Chiemseemoore) und in der Grasleitner Moorlandschaft (LIPSKY 1992, mdl.). Nach WEIDEMANN (1986: 250) und eigenen Beobachtungen (z.B. im Viehlaßmoos) genügen oft 10-20 Eiablagepflanzen zur Erhaltung einer kleinen - ob langfristig stabilen ? - Population.

Einige Autoren billigen *Maculinea alcon ssp. rebeli* Artstatus zu und trennen ihn als *Maculinea rebeli* ab;

Maculinea alcon ssp. rebeli ist wegen der abweichenden Habitatansprüche eine eigene Darstellung gewidmet (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen").

ABSP:

Unterfranken: WÜ vor 1950,

Oberpfalz: CHA vor 1950 (L); ASU 1983 (L);

Schwaben: LI 8; OAL 1986;

Niederbayern: LA 1;

Oberbayern: ED 1/1973; GAP 3/1976.

Autökologie:

Aufgrund der großen Pflegerelevanz sollen die Ansprüche dieser Streuwiesen-Charakterart ausführlicher dargestellt werden ("Gallionsfigur" des Schmetterlingsschutzes in Streuwiesen).

Habitate des Lungenenzian-Ameisenbläulings sind in Bayern wie in Baden-Württemberg (vgl. EBERT & RENNWALD 1991b: 288) präalpine Moorwiesen und (Hang-)Quellmoore. Er ist als Charakterart wechselfeuchter Pfeifengraswiesen anzusehen. Die Raupe von *Maculinea alcon ssp. alcon* lebt zunächst im Fruchtknoten von Enzianen, vornehmlich von *Gentiana asclepiadea* und *Gentiana pneumonanthe*. Noch geschlossene Schwalbenwurzzenianblüten werden mit bis zu 23 Eiern belegt (an einem Blütenstengel bis 73), doch wurden nur bis zu 5 Raupen pro Fruchtknoten gefunden (T. MARK-TANNER in EBERT & RENNWALD 1991b: 290). Lungenenzianpflanzen werden nach eigenen Beobachtungen normalerweise mit zwischen 3 und 20 Eiern belegt (meist 5-10), LIPSKY (1992 mdl.) fand bis zu 34 Eier an einer Pflanze, hier max. 8 Raupen pro Fruchtknoten. Im Herbst werden die Raupen von Ameisen in ihre Nester eingetragen. Nach ELMES & THOMAS (in SBN 1987) kommen nur *Myrmica ruginodis* und *Myrmica rubra* als Wirtsameisen in Frage, nach LIEBIG (1989) gelang nur bei *Myrmica scabrinodis* die Adoption. Auch in der Grasleitner Moorlandschaft scheint dies die Wirtsameise zu sein (LIPSKY 1992, mdl.). In den Nestern werden sie von den Ameisen gefüttert und verzehren nach LIEBIG nur ausnahmsweise Ameisenbrut. Entscheidend für die Eignung einer Pfeifengraswiese als Larvalhabitat des Lungenenzian-Ameisenbläulings sind folgende Punkte:

- Es müssen Enzianarten mit großen Blüten vorhanden sein, die zur Flugzeit kurz vor dem Erblühen stehen. Entscheidender als die Enzianart ist für die Eiablage offenbar die zeitliche Synchronisation. Möglicherweise liegt hier die Ursache für die gebietsweise unterschiedliche Bevorzugung von Enzianarten. In 103 der 170 von MARKTANNER (1985) in Oberschwaben untersuchten Niedermoorgebieten traten geeignete Enzianarten auf, 63 davon waren von *Maculinea alcon ssp. alcon* bewohnt; in 47 Gebieten wurde nur *Gentiana asclepiadea*, in 14 sowohl dieser als auch *Gentiana pneumonanthe* belegt. Im NSG "Ammersee Süd" (sowie im Viehlaßmoos) wurde nur *Gentiana pneumonanthe* belegt (eigene Beobachtung). Der Schwalbenwurzzenian fehlt den hier typischen Stromtal-Pfeifengraswiesen, ist nördlich des Voralpinen Hügel- und Moorlandes nur noch inselhaft verbreitet und

fehlt auch nördlich der Donau. Stark auf das Alpenvorland konzentriert ist *Gentiana pneumonanthe*, der jedoch sehr disjunkt auch im übrigen Bayern auftritt. Sehr interessant ist, daß *Maculinea alcon* nach LIPSKY in der Grasleitner Moorlandschaft v.a. an Lungenenzian ablegt, jedoch auch an *Gentiana germanica* in einem Kalkmagerrasen, der unmittelbar an eine Pfeifengraswiese grenzt (LIPSKY 1992, mdl.).

- Enzianpflanzen mit kurz vor dem Erblühen stehenden Blütenknospen müssen gut zugänglich sein, d.h. sie müssen eine gute Anflugmöglichkeit für die legebereiten Weibchen bieten. Dies ist nach eigenen Beobachtungen (bestätigt durch LIPSKY 1992 mdl.) der Fall, wenn die Enziane den Horizont des umgebenden Pfeifengrasbestandes überragen (diese Struktur ist besonders in stark wechselfeuchten, aufgrund von Nährstoffarmut und Sommertrockenheit insgesamt niederwüchsigen Pfeifengraswiesen gegeben), oder wenn die Struktur ausreichend lückig ist (z.B. in Brachestadien mit "zerzauster" Struktur).
- Die Wirtsameisen müssen in ausreichender Nestdichte vorhanden sein; vermutlich entscheidet die Wahl der Neststandorte letztendlich über die Besiedlung durch *Maculinea alcon ssp. alcon*. Auch wenn die genannten Bedingungen offenbar ideal erfüllt sind fehlt diese Tagfalterart vielfach. Mutmaßlich wählen die Wirtsameisen vorwiegend vergleichsweise (sommer-)trockene Partien als Neststandorte, wodurch die vermehrten Eifunde in stark wechselfeuchten Streuwiesen und in Randbereichen (GOLDSCHALT in EBERT & RENNWALD 1991b: 290) zu erklären wären. Nach LIPSKY (1992 mdl.) wachsen die Lungenenziane in der Grasleitner Moorlandschaft z.T. bevorzugt auf kleinen (im Vergleich zur Umgebung trockeneren) Buckelstrukturen und sind an solchen Standorten fast immer stark mit Eiern besetzt. Nach eigenen Beobachtungen eignen sich Überflutungstreuwiesen (z.B. am Südufer von Chiemsee, Simsee) auch bei reichlichem Vorkommen von Lungenenzian nicht als Habitat.

Falter (M6-) E7-M8 (-A9); Beobachtungen lassen darauf schließen, daß die einzelnen Falter ähnlich wie bei dem nah verwandten *Maculinea arion* nur eine sehr begrenzte Lebensdauer aufweisen, also nur immer ein Bruchteil der Individuen einer Population gleichzeitig fliegt. Die Falter besuchen diverse blauviolette Blüten. Da die Larvalhabitate zur Flugzeit meist sehr blütenarm sind, fliegen sie zum Blütenbesuch in nahegelegene blütenreiche Feuchtwiesen, an Graben- und Wegränder etc.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Mindestens bis Mitte September befinden sich Raupen in den Fruchtanlagen. Eine Mahd vor Mitte September hat daher durch den abrupten Entzug der Nahrungsbasis katastrophale Folgen für Bestände von *Maculinea alcon ssp. alcon*. EBERT & RENNWALD (1991b: 291) empfehlen eine Mahd in mehrjährigem Abstand erst Ende September mit leichtem

Gerät (Schonung der Ameisennester). Wichtig erscheint uns ein an die Produktionskraft des Standorts angepaßter Mähturnus, da eine stärkere Verschilfung oder gar Verbuschung unbedingt vermieden werden muß (lockere Verschilfung mit Halmabständen von ca. 0,5 m wird nach eigenen Beobachtungen gerade noch toleriert, wenn die übrigen genannten Voraussetzungen erfüllt sind). Durch Gehölzaufwuchs beschattete oder in dichteren Schilfbeständen wachsende Enziane werden gemieden (vgl. MARKTANNER 1985).

Der SBN (1987: 365) berichtet vom Verlust einer Populationen auf einer regelmäßig gemähten Feuchtheide durch das Verschwinden von *Myrmica ruginodis*, während die Art auf einer benachbarten beweideten Parzelle erhalten blieb.

- **Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling** (*Maculinea teleius* BERGSTRÄSSER, 1779)
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Besonders in Nordbayern ist die Situation der Art sehr kritisch. Die besten Bestände weist *Maculinea teleius* noch in den großen Niedermoorgebieten des Alpenvorlandes auf (z.B. südl. Chiemseemoore) und stößt bis in die Alpentäler vor (z.B. nach Berchtesgaden, VOITH 1991: 33); im Lkr. LA im Mettenbacher und Griesenbacher Moos. *Maculinea teleius*-Populationen weisen nach SBN (1987: 360) heute oft weniger als hundert Falter auf.

ABSP:

Unterfranken: WUE vor 1950 (L); HAS 4/1985;
Oberfranken: BT (L); FO;
Oberpfalz: R 1978 (L); CHA nach 1950 (L);
Schwaben: LI 3; DON 2/1975;
Niederbayern: LA 2 ;
Oberbayern: ED 1/1973; GAP 4/1976.

Autökologie:

Nach EBERT & RENNWALD (1991b: 303 u. 305) liegen die Larvalhabitate, insbesondere in Pfeifengraswiesen (MOLINION), seltener in Mähwiesen, an Wiesenböschungen und Dämmen (feuchtes, versauendes ARRHENATERION) sowie gelegentlich in von der Bewirtschaftung nicht oder unregelmäßig erfaßten Randzonen von Feuchtwiesen (vgl. Kap. 1.5.2 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), feuchten Quellwiesen und an Bächen (CALTHION oder FILIPENDULION).

Im Murnauer Moos wurde die Art auf einer aktuell bewirtschafteten, artenreichen Streuwiese mit vorherrschendem *Trichophorum caespitosum*, und einer Feuchtwiese (CALTHION) festgestellt, außerdem ist sie von Streuwiesen im Murnau-Westried und von Streuwiesen bei Grafenaschau/Schwaigrohr (LÖSER 1982: 342) nachgewiesen. Auch im NSG "Ammersee-Südufer" werden Pfeifengraswiesen besiedelt (eigene Beobachtungen).

In den südlichen Chiemseemooren fliegt die (ansonsten eher als "low-density-species" einzustufende) Art in ungewöhnlicher Dichte auf nicht jährlich gemähten Stromtal-Pfeifengraswiesen, die auch nach starken sommerlichen Regenfällen kein ste-

hendes Wasser aufweisen. Auf den dann bis 30 cm überstauten seenahen Überflutungsstreuwiesen fehlt die Art dagegen.

Die Eiablage findet während der gesamten Flugperiode nach übereinstimmenden Beobachtungen ausschließlich in weit entwickelte, aber noch geschlossene Blütenköpfe von *Sanguisorba officinalis* statt (meist ein Ei pro Köpfchen). Meist frißt nur eine, gelegentlich bis zu vier Raupen in einem Blütenköpfchen (MALICKY 1968).

Etwa ab Mitte September leben die Raupen (nach SBN 1987: 360 meist einzeln, was die niedrigen Populationsdichten erklärt) in Ameisennestern, wobei die in relativ feuchten Bereichen des Wieseninneren siedelnde *Myrmica scabrinodis* offenbar als Hauptwirt dient, die trockenere Stellen (Wegränder, Böschungen) besiedelnde *Myrmica laevinodis* als Nebenwirt (SBN 1987: 360, EBERT & RENNWALD 1991b: 304f). Sie leben dort parasitär von Ameisenbrut (SCHROTH & MASCHWITZ 1984). Die Art benötigt sowohl reichlich Wiesenknopfpflanzen, als auch eine große Anzahl der Wirtsameisennester. Nach SBN (1987: 361) sollte dabei jedes Nest mindestens eine oder zwei Futterpflanzen innerhalb des Aktionsbereiches der Ameisen haben. *Maculinea teleius* kann trotz dichtem Raupenfutterpflanzenbestand fehlen, wenn die Vegetationsstruktur für die Wirtsameisen ungünstig ist oder der Standort zu naß ist (siehe oben).

Falter (A7-) E7-A8 (-M8); Hauptnektarpflanze ist nach EBERT & RENNWALD (1991b: 305) der Große Wiesenknopf, daneben werden jedoch auch weitere rot-violette Blüten besucht. Nach MALICKY (1968) (und eigenen Beobachtungen) zeigen die Falter eine viel geringere Ortstreue als die von *Maculinea nausithous*, sie fliegen (innerhalb der Moore) weit umher und zeigen nirgends sehr hohe Populationsdichten. Auch Eiablagen verteilen sich gleichmäßiger über an Wiesenknopf reiche Pfeifengraswiesen (vgl. *Maculinea nausithous*).

Nach MALICKY (1968) können Populationen auf 30x50 m Fläche überleben.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Nach EBERT & RENNWALD (1991b: 305) fällt auf, daß *Maculinea teleius* nach dem Brachfallen seiner Lebensräume schneller verschwindet als *Maculinea nausithous*. Nach THOMAS (1989: 168) ist die Wirtsameise nur in vergleichsweise niedrigwüchsigen und offenen Vegetationsbeständen häufig. Für *Maculinea teleius* herrschen daher im zweiten bis vierten Jahr nach Entschilfungsmaßnahmen günstige Bedingungen.

Nach SBN (1987: 361) sind zu niedrigwüchsige, dichte Rasen für *Myrmica scabrinodis* ungünstig. Der SBN empfiehlt daher Mahd in jedem zweiten Jahr als ideales Management. Auch eigene Eiablagebeobachtungen machen eine Bevorzugung nur unregelmäßig gemähter Pfeifengraswiesen bzw. -Randbereiche wahrscheinlich. Nach THOMAS (1989: 168) erlöschen Populationen der Art, wenn die Dichte der Wirtsameisen zu gering wird, da die

Populationsgröße unmittelbar mit der Zahl an Wirtsameisennestern korreliert ist. Dies erfolgt nach Aufgabe der traditionellen Nutzung immer häufiger, wobei aufgrund zunehmender Isolation geeigneter Biotop eine Wiederbesiedelung auch durch Pflegemaßnahmen regenerierter Streuwiesen erschwert wird.

MALICKY (1968) beschreibt die Einpassung der Phänologie der Art in ein Zweischnitt-Regime (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"). Eine frühe Mahd vor Mitte Juni kommt nach EBERT & RENNWALD (1991b: 305) den Bedürfnissen von *Maculinea teleius* sehr entgegen, da der Große Wiesenknopf nach anschließendem Neuaustrieb zur Eiablagezeit Knospen ansetzt. Die Mahd kann zu diesem Zeitpunkt die Bestände des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings bei Verwendung leichten Mahdgerätes (ohne für die Wirtsameise ungünstige Verdichtung des Bodens) und hoch angesetztem Schnitthorizont kaum schädigen, da sich die Raupen seit dem vorangegangenen Herbst in einigen cm Tiefe im unterirdischen Ameisennest befinden. *Maculinea teleius* kann sich auf zweimähdigen Wiesen jedoch nur dann erfolgreich entwickeln, wenn die zweite Mahd erst ab Mitte September erfolgt - sonst werden die Eiablageplätze zur Todesfalle (Entfernen der Raupen). Dies ist besonders bei der Anwendung einer "Regenerationspflege" von Streuwiesen mit frühem Schnitt zu bedenken.

- **Großes Wiesenvögelchen**
(*Coenonympha tullia* O.F. MÜLLER, 1764)
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

In den hochmontanen Mittelgebirgsmooren Nordbayerns ist die Art, die auch in vielen anderen Gebieten Mitteleuropas nur noch isolierte Populationen aufzuweisen hat, vom Aussterben bedroht; so existiert nach KUDRNA (1988: 90) in der Hohen Rhön nur noch ein, offenbar individuenarmes Vorkommen in den Thürmleinwiesen (vgl. Kap. 1.5.2 im LPK Band II.6 "Feuchtwiesen"). In Mittelfranken lebt noch eine Reliktpopulation in einer Streuwiese des NSG Kappelwasen (LBV 1989). In Südbayern ist *Coenonympha tullia* dagegen noch wesentlich häufiger und weist in den Alpen und im Alpenvorland noch etliche individuenreiche Vorkommen auf, z.B. im Murnauer Moos (LÖSER 1982: 339, WEIDEMANN mdl. 1993), in den Kendlmühlfilzen (BRÄU 1987) und im NSG Ammersee Südufer (Beobachtung BRÄU 1992).

ABSP:

Unterfranken: WÜ vor 1950 (L);
Oberfranken: WUN nach 1950 (L);
Mittelfranken: WUG 1/1984;
Oberpfalz: CHA vor 1950 (L); NEW 1/1970;
TIR 1/1976;
Schwaben: LI 5; OAL 1982; AIC 1/1985;
Niederbayern: LA 1/1962;
Oberbayern: ED 2/1985; GAP 17/1976; WM 2/1979; TÖL 1/1982; LL 1/1978; STA 1/1950.

Autökologie:

Als Habitate sind nach WEIDEMANN (1988: 292) sowohl Hochmoorgebiete, als auch torfige Niedermoore geeignet.

LÖSER (1982: 339) bezeichnet *Coenonympha tullia* als typischen Falter von Kleinseggenriedern. EBERT & RENNWALD (1991b: 98) sehen als Larvalhabitate *Eriophorum vaginatum*-Stadien des SPHAGNION MAGELLANICI aber auch *Eriophorum latifolium*-Bestände des CARICION DAVALLIANAE an. Die aus umfangreichen Untersuchungen in Mooren des württembergischen Alpenvorlandes gewonnene Einschätzung von MEINEKE (1982), daß *Coenonympha tullia* Seggenrieder, Pfeifengraswiesen, Kalkflachmoore und (regenerierende) Torfstiche besiedelt, den Schwerpunkt aber in wollgrasreichen Hoch- und Zwischenmoorbereichen ("Früh- und Abbaustadien der Hochmoore") besitzt, trifft nach eigenen Beobachtungen sehr wahrscheinlich auch für das bayerische Voralpenland zu.

Daneben sind wie aus Baden-Württemberg (vgl. EBERT & RENNWALD 1991: 98) auch in Bayern Vorkommen in Feuchtwiesen-Komplexen bekannt (KUDRNA 1988: 90 siehe Kap. 1.5.2 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen")

Im Westerwald werden nach HASSELBACH (1985 in WEIDEMANN 1988: 292) zusammen mit *Lycaena helle* (siehe LPK-Band "Feuchtwiesen") Quellmoore besiedelt, die wohl zusammen mit Verlandungsmooren der Seen des Voralpenlandes auch für diese Art die primären Lebensräume darstellen.

In Großbritannien ist *Rhynchospora alba* die wichtigste Raupenfutterpflanze, jedoch werden auch *Eriophorum angustifolium*, gelegentlich auch *Molinia caerulea* befressen (THOMAS 1986). *Rhynchospora* dürfte auch bei den im Alpenvorland an Hochmoorrändern lebenden *C. tullia*-Populationen als Futterpflanze von Bedeutung sein.

Nach EMMET & HEATH (1990: 281) werden die Eier an *Eriophorum vaginatum* abgelegt. EBERT & RENNWALD (1991b: 98) vermuten auch *Eriophorum latifolium* und *Eriophorum angustifolium* als Futterpflanzen. WEIDEMANN (1988: 292) nennt als Futterpflanzen der tagaktiven Raupen zusätzlich Seggen (wie *Carex rostrata*). Vom SBN (1987: 308) werden außerdem *Festuca*-Arten und *Sesleria varia* angegeben. Die Entwicklungshabitate sind oftmals sehr kleinflächig, doch fliegt die Art oft in hohen Individuendichten.

In England wurden Eiablagen an *Eriophorum vaginatum*, besonders an abgestorbenen Blättern an der Basis der Horste beobachtet (EMMET & HEATH 1990: 280). Überwintert als Jungraupe. Verpuppung an Halmen der Futterpflanzen (SBN 1987: 308). Falter: 6-A8; nach SBN (1987: 308) sind die Falter sehr standortstreu; da die als Larvalhabitate geeigneten Bereiche zur Falterflugzeit oftmals sehr arm an Blüten sind, besuchen sie u.a. Wiesen-Knöterich, Großen Wiesenknopf, Blutweiderich, Heilziest und Disteln in angrenzenden blütenreicheren Streu- und Feuchtwiesen und deren Brachestadien.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Die Larvalhabitate gehen durch Nutzungsintensivierung (Entwässerung, Düngung, Umstellung von Streumahd auf häufigere und frühere Mahd), sekundäre Lebensräume in Niedermooren auch durch Verbrachung infolge Nutzungsaufgabe (Streufilzbildung, Verbuschung) verloren. Zu Überlebensengpässen kann es auch kommen, wenn durch intensive landwirtschaftliche Nutzung in der Umgebung der Larvalhabitate ausreichende Blüternahrung für die Falter fehlt (z.B. in Quellmoor-Relikten, in denen sich die Art aufgrund des geringen Flächenanspruchs noch entwickeln kann!). Wichtig für die Art ist daher die Erhaltung bzw. Re-Etablierung vollständiger Zonationskomplexe, d.h. die Ergänzung von Hoch- und Zwischenmoor- oder Streuwiesen-Kernzonen durch Feuchtwiesen. Selbständige Wiederbesiedlungen isolierter Moorlebensräume sind aufgrund der Standorttreue der Art unwahrscheinlich.

- **Abbiß-Scheckenfalter**
(*Euphydryas aurinia* ROTTEMBURG, 1775)
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Die in Mitteleuropa diskontinuierlich in zahlreichen isolierten Populationen verbreitete Art besitzt in Bayern ihren Vorkommensschwerpunkt in den Mooren des Alpenvorlandes.

ABSP:

Unterfranken: WÜ vor 1950 (L); NES 3/1964; HAS 1;

Oberfranken: FO 1/1964; BT 1/1981; LIF 1/1981; WUN nach 1950 (L); KC 1/1984;

Mittelfranken: AN 2/1983; LAU 1/1967; NEA 2/1967;

Oberpfalz: R 1987 (L); CHA vor 1950 (L); AS 1980 (L); NEW 1/1970; TIR 2/1969;

Schwaben: LI; OAL 1986; DON 1/1976;

Niederbayern: LA 1/1962;

Oberbayern: ED 1/1975; GAP 2/1976; TÖL 1/1982.

Autökologie:

Euphydryas aurinia besiedelt in Bayern zwei unterschiedliche Lebensraumtypen: Niedermoore und Kalkmagerrasen. Die Habitatansprüche der Kalkmagerrasen-Populationen wurden bereits im LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen" dargestellt.

Die von MEINEKE (1982) für die Niedermoor-Populationen gegebene Habitatcharakterisierung trifft auch für das bayerische Alpenvorland zu: die Art besiedelt Kalkflachmoore, Kohldistel-Pfeifengraswiesen und stark dränierte Streuwiesen mit Verheidungstendenz. SCHICK (in EBERT & RENNWALD 1991a: 548) beobachtete in Oberschwaben Populationen im SCHOENETUM FERRUGINEI und CARICETUM DAVALLIANAE.

In den Davallseggenriedern der Quellhorizonte der nördlichen Frankenalb war sie nach WEIDEMANN (1986: 93 bzw. 1988: 222) einstmalig weit verbreitet

und als Charakterart der Kalkflachmoore der Ornamenton- und Opalinuston-Terrassen anzusehen. In der Baar sind wechselfeuchte, kalkarme Schwarzwurzel-Streuwiesen typische Habitate. In Mittelgebirgsgebieten können auch Feuchtwiesen mit Vorkommen der Raupenfutterpflanze besiedelt werden (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen").

Die Eiablage erfolgt in den Mittagsstunden an *Succisa pratensis*, wobei nach EMMET & HEATH (1990: 235) bevorzugt große (oft nahe der Basis sitzende) Blätter stattlicher, aus der übrigen Vegetation herausragender Abbiß-Exemplare gewählt werden. *Euphydryas aurinia* scheint dabei Streuwiesen mit insgesamt niedrigwüchsiger Struktur zu bevorzugen; WEIDEMANN (1993 mdl.) nimmt an, daß diese Präferenz auch für das Fehlen der Art in den Molinia-reichen, lichten Waldbeständen mit reichlichen *Succisa*-Vorkommen verantwortlich ist.

Raupe: M6-W-M5; Jungraupe ab Herbst im Überwinterungsgespinst, das in Bodennähe oder bis zu 20 cm hoch in der Vegetation angelegt wird (EMMET & HEATH 1990: 235), nach der Überwinterung wieder von E4-A6 an den Futterpflanzen; ob außer der Eiablagepflanze auch im Freiland gelegentlich noch andere Pflanzen befallen werden, ist noch nicht endgültig geklärt. Eine Grundvoraussetzung für eine ausreichend schnelle Raupenentwicklung ist nach EMMET & HEATH (1990: 236) volle Besonnung der Larvalhabitate, nennenswerter Gehölzaufwuchs wird nicht toleriert.

Stürzpuppe an bodennahen Pflanzenteilen oder an den Blättern der Futterpflanzen. Falter M5-M6, standorttreu, fliegen v.a. im Bereich der Larvalhabitate und saugen hier z.B. an *Senecio helenitis*, *Scorzonera humilis*, *Phyteuma orbiculare*, *Polygonum bistorta* und vielen anderen (MEINEKE 1982a, KRATOCHWIL & HASSLER in EBERT & RENNWALD 1991a: 548, eigene Beobachtungen).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Euphydryas aurinia bildet nach MEINEKE vielfach nur kleine Populationen, wobei die Art jedoch in hohen Falter-Dichten fliegt. Dabei gilt es jedoch zu bedenken, daß die tatsächlichen Populationsgrößen kaum abschätzbar sind, da nach EMMET & HEATH (1990: 236) die Lebensdauer der männlichen Tiere im Durchschnitt nur vier, die der weiblichen sogar nur drei Tage beträgt. WEIDEMANN (1993, mdl.) hält eine derart kurze Lebensdauer in Bayern allerdings für sehr unwahrscheinlich. Er weist außerdem darauf hin, daß die Raupen erst nach mehreren Wochen aus den Eiern schlüpfen. FORD & FORD (in EMMET & HEATH 1990: 236) ermittelten in England enorme, durch eine Kombination ungünstigen Witterungsverlaufs und starken Parasitoidenbefall verursachte Populationschwankungen.

Lokale Aussterbe-Vorgänge aufgrund natürlicher Ungunstoffaktoren gehören nach EMMET & HEATH (1990: 236) zum normalen "biologischen Programm" von *Euphydryas aurinia*. Eine erfolgreiche Wiederbesiedlung hängt vom Vorkommen "gesunder" Populationen in der unmittelbaren Umgebung ab: die Falter zeigen sehr geringe Bereitschaft zur

Überwindung habitatfremder Strukturen wie Hecken, offenem Wasser, Äckern, Wald etc.

RIESCH (in WEIDEMANN 1988: 222) beobachtete im Raum Tölz-Lenggries wiederholt durch Mahd zerrissene Überwinterungsgespinnste. Vollständige und tief angesetzte Mahd kann die Art mutmaßlich ernsthaft schädigen. Es muß angenommen werden, daß auch bei traditioneller Bewirtschaftung lokale Extinktionen nicht ungewöhnlich waren, die Flächen aber von ungenutzten Nachbarflächen rasch wiederbesiedelt werden konnten, da die Niedermoo-re die notwendige Größe und aufgrund der Besitzstrukturen auch die erforderliche Nutzungsvielfalt (nach Bedarf unterschiedliche Mahdhäufigkeit und -Zeitpunkte) aufwiesen. Ein Pflege-Rotationssystem, bei dem pro Jahr nur Teile der vom Abbiß-Schreckenfalter besiedelten Flächen gepflegt werden, dürfte für die Art (und viele weitere) günstige Verhältnisse schaffen. Wie der Fortbestand zahlreicher künstlich (re-)etablierter Populationen in England zeigt, können auch Wiedereinbürgerungsmaßnahmen erfolgreich verlaufen.

- **Blaukernauge, Riedteufel**
(*Minois dryas* SCOPOLI, 1763)
RL BRD: 2 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

In Nordbayern ist *Minois dryas* bereits vom Aussterben bedroht. Neuere Nachweise sind uns hier z.B. von den Westhängen des mittelfränkischen Hohenlandsberggebietes bei Uffenheim (ein individuenreiches Vorkommen am Kehrenberg nach FINK 1975) und vom Keilstein (Regensburg) bekannt (hier nach WEIDEMANN 1993 mdl. noch aktuell). In Südbayern weist das Blaukernauge noch relativ viele, z.T. individuenreiche Populationen auf, wenngleich auch hier lokale Rückgangstendenzen erkennbar sind. So ist vor allem am Rand des Voralpinen Hügellandes die negative Bestandsentwicklung deutlich erkennbar: Im Lkr. FFB sind nur noch 2, im Lkr. ED und STA ebenfalls nur noch wenige Vorkommen bekannt (ABSP).

ABSP:

Unterfranken: WUE vor 1950 (L);
Oberfranken: KC 1982 (L);
Oberpfalz: R 1/1987; CHA vor 1950 (L);
Schwaben: GZ 1/1982;
Niederbayern: LA 2; DGF 1/1988;
Oberbayern: ED 6/1986; GAP 5/1975; WM 4/1984; TÖL 1/1981.

Autökologie:

Nach WEIDEMANN (1988: 282) ist die Art an hochwüchsige, saumartige "Streuwiesenstruktur" gebunden. Dies ist insofern zu relativieren, als die Art in Südbayern auch in kleinseggenreichen, recht niederwüchsigen Pfeifengraswiesen vorkommt (eigene Beobachtungen). Die Art hat im Voralpengebiet ihren Schwerpunkt in Niedermoo-ren (Quellmoore, Verlandungsmoo-re etc.) und kann hier als Charakterart von Streuwiesen gelten. Möglicherweise zeigt *Minois dryas* eine gewisse Präferenz für

wechselfeuchte Standorte: im NSG Ammersee Süd fliegt die Art nach eigenen Beobachtungen am stärksten in recht niedrigwüchsigen, im Sommer auffallend trockenen Pfeifengraswiesen (mit Tendenz zum Kleinseggenried). In den südlichen Chiemseemooren fehlt auch *Minois dryas* den seenahen Überflutungsstreuwiesen.

In Baden Württemberg besiedelt die Art außerhalb der Moorrandbereiche wechselfeuchte Pfeifengraswiesen in Talauen, entlang von Bächen sowie am Rande und auf Lichtungen von Auwäldern (EBERT & RENNWALD 1991b: 36), sowie z.B. Trespen-Volltrockenrasen und Übergangsbereiche zum Trespen-Halbtrockenrasen und dessen Saumgesellschaften (vgl. Keilstein).

Auch aus Bayern sind Populationen aus feuchten, pfeifengrasreichen Waldsäumen lichter Waldlandschaften des südlichen Steigerwalds, Kiefernwaldgebieten um Bamberg (RIESCH und GARTHE in WEIDEMANN 1988: 282) und aus trockenen Lebensräumen bekannt geworden ("trockene Abhänge im Juragebiet an der Donau" nach OSTHELDER 1925: 124, "Trockengebiete" im Augsburger Stadtwald nach PFEUFFER 1991, vermutlich aber auch dort v.a. in den in Flutmulden der Lechauen vorhandenen wechselfeuchten Pfeifengrasbeständen). Bereits MENHOFER (1956) vermutete die Larvallebensräume von *Minois dryas* innerhalb trockener Lebensraum-Komplexe in eingesprengten (wechselfeuchten) Zonen wie z.B. in feuchten, mit *Molinia* und niedrigem Buschwerk bewachsenen Erosionskerben der heißen, steinigen Zechsteinhänge des Kyffhäuser, oder am Mainberg südlich Bamberg in hohen *Molinia*-Beständen auf besonnten, aber durch partienweise eingelagerte Lehmschichten feuchten Bereichen der Abhänge.

Minois dryas benötigt zur Eiablagezeit im August noch ungemähte Bereiche mit einzelnen, herausragenden Gräsern, an denen sitzend die Eier einfach in die Vegetation fallengelassen werden (Eistreuer). Nach EBERT & RENNWALD (1991b: 37) sind sowohl Gesellschaften des MOLINION als auch des CARICION DAVALLIANAE (sowie Brachestadien von MESOBROMION-Gesellschaften) geeignet.

Als Raupenfutterpflanze konnte in Feuchtgebieten wiederholt *Molinia caerulea* nachgewiesen werden (SBN 1987:248 und eigene Beobachtungen); in Baden-Württemberg wurden darüber hinaus Raupenfunde an *Carex alba*, *Carex acutiformis*, *Bromus erectus*, *Festuca rubra* und *Calamagrostis epigejos* gemacht. Nach WEIDEMANN (1993 mdl.) ist die Entwicklung des Blaukernauges stark mit der von *Molinia* synchronisiert; da auch bayerische Populationen aus Lebensräumen ohne *Molinia* bekannt sind, hält er auch ein größeres Raupenfutterpflanzen-Spektrum für wahrscheinlich.

Überwintert als Eiraupe in der Mooschicht. Verpuppung aufrecht in einem Grasbüschel. Falter: E7-9; beim Blütenbesuch werden Pflanzen mit violetten Blüten stark favorisiert, wie z.B. Blutweiderich, Teufelsabbiß und Wasserdost (WEIDEMANN 1988: 282 und 1993 mdl.); die Falter fliegen in

"Optimalhabitaten" in hoher Dichte, doch wurde von auf kleine Bereiche von nur etwa 150x50 m innerhalb "gleichartiger Wiesen ringsum" beschränkten Populationen berichtet (H. HEIDEMANN in EBERT & RENNWALD 1991b: 36).

Eine Bedeutung für die Thermoregulation der Falter haben offenbar in der Nähe der Entwicklungshabitate gelegene Gehölzbestände: eigene Beobachtungen stimmen mit der Beobachtung von STEFFNY et al. (1984) überein, die von einer Sonnenflucht des Blaukernauges bei Temperaturen um 30° C und darüber berichten, bei der Offenlandbereiche gemieden werden und sich die Tiere in den Schatten von Gehölzbeständen flüchten (nach EBERT & RENNWALD 1991b: 37f. sind Gehölze auch als Ruhe- und Übernachtungsplatz, Schutz während der Kopula etc. von Bedeutung).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Der Lebenszyklus des Blaukernauges ist in den traditionellen Bewirtschaftungsrhythmus von Streuwiesen optimal eingepaßt: im August (zur Eiablagezeit) sind die Streuwiesen noch ungemäht, die Struktur läßt die Auslösung des Eiablageverhaltens zu; wird die Streuwiese im September oder später gemäht, erleidet die Art keinerlei Einbußen, da die am Boden liegenden Eier von der Mahd unberührt bleiben. Jahrelang ausbleibende Mahd stellt für *Minois dryas* auf nährstoffarmen Standorten mit geringer Verhochstaudungstendenz keine Gefahr dar, da auch eine lockere Verschilfung noch toleriert wird. Verhochstaudung und starke Verschilfung als Folge fortgeschrittener Bracheentwicklung führt dagegen zum Verlust der Art.

Nachfolgend beschriebene Arten sind noch in allen bzw. den meisten bayerischen Landkreisen vertreten (detaillierte Verbreitungsangaben erscheinen bei diesen daher nicht sinnvoll und notwendig). Sie zeigen regional allerdings einen deutlichen Rückzug aus der Fläche und weisen gebietsweise nur noch in Restvorkommen auf. Bei Fortbestand der Gefährdungsfaktoren kann dieser Rückzug als sicherer Indikator für das baldige Erlöschen der Art in diesen Gebieten gewertet werden. Da aus ihren Ansprüchen zudem z.T. wichtige Hinweise für die Erarbeitung von Pflegekonzepten abgeleitet werden können, sollen auch sie hier behandelt werden.

- **Schwarzblauer Ameisenbläuling** (*Maculinea nausithous* BERGSTRÄSSER, 1779)
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Maculinea nausithous ist mutmaßlich noch in den meisten bayerischen Landkreisen vertreten, jedoch vielfach nur in kleinen, stark isolierten Populationen. Die europäisch-endemische Art wird europaweit als gefährdet angesehen; Bayern trägt, da die Art hier gebietsweise (v.a. im Alpenvorland) noch gute Bestände aufweist, große Verantwortung für die Erhaltung des Schwarzblauen Ameisenbläulings.

Autökologie:

Nach WEIDEMANN (1986: 244) eine Art der Strom- und Flußtäler, die aber auch fernab von Fließgewässern z.B. an Straßenrändern mit Wiesenknopfbeständen auftritt. In der Oberpfalz zwischen Schwandorf und Pfreimd bewohnte die einzige Population eine wechselfeuchte Ruderalflur auf verdigitetem Untergrund am Rande einer Abbaustelle (GFL 1991). In Südbayern besiedelt der Schwarzblaue Ameisenbläuling insb. Randbereiche von Streu- und Feuchtwiesen und Gräben (vgl. LPK-Band II.10 "Gräben"). Er ist als Sukzessionsart anzusehen, die in mehrjährigen Brachen sein Optimum erreicht und bei fortschreitender Bracheentwicklung wieder zurückgeht.

Die Eiablage erfolgt während der gesamten Flugperiode in Blütenköpfe von *Sanguisorba officinalis*, der einzigen Raupenfutterpflanze. Nach SBN (1987: 361) werden dabei bis zu 30 Eier in größere, aber noch geschlossene, bevorzugt endständige Blütenstände abgelegt (während *Maculinea teleius* die kleineren Knospen bevorzugt). Darin fressen bis zu 6 Jungraupen bis Ende August/Anfang September und vollziehen die weitere Entwicklung im Herbst in Nestern der Ameise *Myrmica laevinodis* (= *Myrmica rubra*), in denen sie von den Ameisen gefüttert werden und anschließend (möglicherweise gelegentlich zweimal) überwintern. Nach WEIDEMANN (1986: 244) können aufgrund der kleptomane (nicht parasitischen) Lebensweise viele Raupen pro Nest überleben. Der SBN (1987: 362) berichtet dagegen von rein räuberischer Ernährung im Ameisennest. Auffällig ist, daß nur Wiesenknopf-Exemplare in "Saumposition", d.h. nicht im Wiesenbestand, sondern an (trockeneren bzw. wechselfeuchten) Wegrändern, Böschungen, Grabenrändern etc. belegt werden, was mutmaßlich auf die bevorzugte Nestanlage der Wirtsameisen an derartigen Standorten zurückzuführen ist (WEIDEMANN 1986: 244 und eigene Beobachtungen).

Falter (M6-) E7-M8; auffallend ist die genaue Synchronisation der Flugzeit mit der Blühphänologie des Wiesenknopfs: er fliegt an Standorten, an denen die Pflanze früh blüht bereits im Juni und ist dort im Hochsommer, wenn alle Köpfchen verblüht sind, bereits nicht mehr zu beobachten; wo noch Wiesenknopffexemplare mit geschlossenen Blütenknospen vorhanden sind (z.B. Grabenränder), fliegt er noch Mitte August. Die Falter besuchen nahezu ausschließlich Blüten der Eiablagepflanzen. An den meist engbegrenzten, kleinflächigen Vorkommensorten oft in hoher Dichte. Zutreffend ist nach eigenen Beobachtungen die Feststellung des SBN (1987: 362), daß *Maculinea nausithous* (auch in Gebieten mit stärkerem Auftreten) in getrennten, oftmals kleinen Populationen mit z.T. nur wenigen zur Eiablage geeigneten Wiesenknopfpflanzen lebt. Dagegen ist die Aussage zu bezweifeln, daß nur selten Individuen zu anderen Populationen überwechseln. Eigene Beobachtungen und die Untersuchungsergebnisse von SETTELE & GEISSLER (1988) lassen vielmehr vermuten, daß die Art relativ mobil ist und Einzeltiere durchaus zu anderen geeigneten Flächen überwechseln, wenn diese nicht all-

zuweit entfernt liegen (die Population als Ganzes zeigt dagegen über die Jahre hinweg eine hohe Orts-treue). Bei Markierungs- und Wiederfang-Versuchen südöstlich von Stuttgart konnten GEISSLER & SETTELE (1990) Wanderungen von Einzeltieren von bis zu 3740m ermitteln, rund 44% der Individuen wechselten zu anderen Populationen über (vgl. auch SETTELE 1990 sowie LEWANDOWSKI 1992, unveröff. Bericht).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Mahd mit schwerem Gerät und tief angesetztem Schnitthorizont wirkt sich aufgrund der Beeinträchtigung der Wirtsameisen sehr negativ auf *Maculinea nausithous* aus. Mahd zur Zeit der Raupenentwicklung in *Sanguisorba* vernichtet die Populationen. Wiesenbereiche können daher nur besiedelt werden, wenn sie nur einmal im Herbst oder sehr früh (Ende Mai oder Anfang Juni), damit der Wiesenknopf rechtzeitig nachtreiben kann) und dann erst wieder frühestens im September gemäht werden.

Nach THOMAS (1989: 168) dominiert *Maculinea nausithous* im vierten bis siebten Jahr nach dem Entfernen des Schilfes, bevor die Art durch die erneute Verdichtung des Schilfes verdrängt wird.

Nach SBN (1987: 362) sind für *Maculinea nausithous* vor allem Partien günstig, die nur alle 3-5 Jahre gemäht werden. Er schlägt daher ein Rotationsystem vor, bei dem nur alle sechs Jahre ein Sechstel der Feucht- bzw. Streuwiese gemäht wird. Mutmaßlich ist die Sicherung der *Maculinea nausithous* - Bestände auch durch ein Management gewährleistet (und im Hinblick auf den Erhalt des Biotopcharakters und der gesamten typischen Lebensgemeinschaft sinnvoller), bei dem nur Wiesenknopf-reiche Randbereiche der Wiesen (die Larvalhabitate) jahr- und abschnittsweise von der Mahd ausgenommen bleiben.

Nach THOMAS (1989: 168) erlöschen Populationen der Art, wenn die Dichte der Wirtsameisen zu gering wird, da die Populationsgröße unmittelbar mit der Zahl an Wirtsameisennestern korreliert ist. Dies erfolgt nach Aufgabe der traditionellen Nutzung immer häufiger, wobei aufgrund zunehmender Isolation geeigneter Biotope eine Wiederbesiedelung auch durch Pflegemaßnahmen regenerierter Streuwiesen erschwert wird.

- **Mädesüß-Perlmutterfalter**
(*Brenthis ino* ROTTEMBURG, 1775)
RL BRD: 4 ;RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Da sich Populationen von *Brenthis ino* auch auf kleinen Restflächen geeigneter Lebensraumtypen noch erfolgreich behaupten können (SBN 1987: 200 und eigene Beobachtungen), ist die Art wohl noch in allen Landkreisen vorhanden. Regional ist die Art allerdings ganz auf solche Restvorkommen zurückgegangen. Gute Bestände weist der Mädesüß-Perlmutterfalter z.B. noch im Alpenvorland, in der nördlichen Hohen Rhön (dort nach KUDRNA 1988: 82 "weit verbreitet und häufig") und in Oberfranken

auf. Nach starken Lebensraumverlusten durch Feuchtgebiets-Meliorationen in Mitteleuropa bis etwa 1960 (KUDRNA 1988: 82) konnte sich die Art in Gebieten, in denen noch größere Feucht- und Naßwiesen erhalten blieben, durch die Ausbreitung von Mädesüßfluren nach Nutzungsauffassungen teilweise wieder ausbreiten (vgl. KUDRNA 1988:82 und WEIDEMANN 1988:182).

Autökologie:

Die Schwerpunktorkommen der Art liegen in Niedermoorgebieten; in Nordbayern (Mainfränkische Gipshügel nach WEIDEMANN 1991, briefl.) werden darüber hinaus Kalkmagerrasen besiedelt (vgl. LPK Band II.1 "Kalkmagerrasen").

Die Raupenentwicklung vollzieht sich in Niedermoorgebieten in Mädesüßbeständen, die sich flächenhaft als oft für lange Zeit stabile Brachestadien eutropher (wechsel-) feuchter bis mäßig nasser Feuchtwiesen einstellen, Gräben begleiten (vgl. LPK-Band II.10 "Gräben", Kap. 1.9.1.1.2), oder in aneutrophierten und nur gelegentlich in die Mahd mit einbezogenen Randbereichen von Pfeifengras-Streuwiesen auftreten. Nach WEIDEMANN (1993 mdl.) ist *Brenthis ino* auch im Frankenwald eine typische Brachearart und tritt hier nur dort auf, wo *Polygonum bistorta* zu finden ist (kalte Flußtäler mit "montanem" Standortcharakter). Eigene Beobachtungen stützen die Annahme von EBERT & RENNWALD (1991a: 450), daß die Larvallebensräume vorwiegend in CALTHION- und MOLINION-Brachen, weniger im FILIPENDULION zu suchen sind (hier nach WEIDEMANN v.a. an wasserzügigen Standorten). Am zahlreichsten fliegt die Art in Bereichen mit reichlich vorhandenem, aber locker eingestreutem Mädesüß, weniger häufig in reinen (verbulteten) Mädesüßfluren. Es scheint sich v.a. um eine Art junger Brachen zu handeln!

Die Eiablage erfolgt im feuchten Flügel des besiedelten Biotopspektrums insbesondere an Blätter und Fruchtstände von *Filipendula ulmaria* (WEIDEMANN 1988: 182) an denen es überwintert (als Eiraupe). Nach EBERT & RENNWALD (1991a: 450) kommt es (bedingt durch die Art der Ablage) nur an Mädesüßblättern mit (v.a. durch Käferfraß entstandenen) Löchern zur Eiablage. Ab Mitte April beginnt die Raupe zu fressen; dabei werden außer dem Mädesüß gelegentlich auch andere Pflanzen befreissen: nach EBERT & RENNWALD (1991a: 448) *Sanguisorba officinalis* und *Dactylorhiza incarnata*, nach SBN (1987:200) auch *Comarum palustre*. Die Verpuppung erfolgt in etwa 20-30 cm Höhe im Larvalhabitat (EBERT & RENNWALD 1991a: 450).

Falter 6-7, sehr standorttreu; die Falter saugen an Blüten eines breiten Spektrums von Pflanzenarten, bevorzugen aber deutlich die rot-violette Blütenfarbe (z.B. *Centaurea jacea*, *Cirsium palustre*). Nach EBERT & RENNWALD (1991a:450) suchen die Falter zur Partnerfindung gerne Partien mit Seggen- oder Binsenbeständen auf. Im Gegensatz zu vielen anderen Tagfaltern werden auch windexponierte Flächen nicht gemieden (KUDRNA 1988: 82).

Reaktionen auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Nach Beobachtungen von KUDRNA (1988: 82) schadet leichte Beweidung (Wanderschäfferei) *Brenthis ino* nicht, dagegen wird intensive Beweidung nicht vertragen. Für die Bestandesentwicklung der Art ist es am günstigsten, wenn (Rand-)bereiche noch bewirtschafteter Feucht- und Streuwiesen nur jahr- und abschnittsweise mit abgemäht werden, so daß immer Partien mit jungen Brachestadien erhalten bleiben (gleiches gilt für die Böschungen von Entwässerungsgräben, die für den Kontakt einzelner Populationen von großer Bedeutung sein dürften). Förderlich für *Brenthis ino* ist es mutmaßlich auch, wenn flächenhafte *Filipendula*-Brachen abschnittsweise gelegentlich gemäht werden (unter Rücksichtnahme auf etwaige Vorkommen von *Aricia eumeton* und *Proclissiana eunomia*!).

- **Baldrian-Scheckenfalter**
(*Melitaea diamina* LANG, 1789)
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Wenngleich die überwiegend submontane Art in Bayern noch weit verbreitet ist, hat sie doch, wie im übrigen Mitteleuropa, bereits zahlreiche Populationen eingebüßt.

Autökologie:

Der Baldrian-Scheckenfalter ist nahezu völlig auf Niedermoore beschränkt. Hier fliegt die standorttreue Art v.a. in Pfeifengras-Streuwiesen (MOLINION), Kohldistelwiesen (CALTHION) und binsenreichen Naßwiesen (JUNCION ACUTIFLORI); die Larvalhabitate dürften in den nur unregelmäßig gemähten Randzonen der Feucht- und Streuwiesen und in deren Brachestadien (hochstaudenreiche Jungbrachen) zu suchen sein. Im südlichen Steigerwald kommen nach WEIDEMANN (1988: 204) auch Populationen auf kleinen, pfeifengrasreichen, wiesenähnlichen Lichtungen luftfeuchter Waldlandschaften mit hohem Grundwasserstand vor. Daneben werden auch staunasse oder sickerfeuchte Hangfüße an Jura- und Muschelkalktrockenhängen (oft mit Quellaustritten) besiedelt (EBERT & RENNWALD 1991a:510, WEIDEMANN 1988: 204).

Melitaea diamina überwintert als Raupe, diese frißt von Juli bis Oktober und nach der Überwinterung, die in einem gemeinschaftlichen Gespinnst erfolgt. Als Raupenfutterpflanzen (an deren Blätter die Eiablage erfolgt) ist nach EBERT & RENNWALD (1991a: 510) *Valeriana officinalis*, nach WEIDEMANN (1988: 204) in Säumen in der Umgebung quelliger Hangbereiche auch *Valeriana wallrothi* nachgewiesen. Sehr wahrscheinlich ist auch *Valeriana dioica* geeignet (vgl. EBERT & RENNWALD 1991a: 510), die nach eigenen Beobachtungen an vielen Flugstellen die einzige, bzw. dominante Baldrianart ist (die auch WEIDEMANN für die wichtigste Fraßpflanze hält). In der Literatur finden sich auch (unsichere) Angaben über weitere Nahrungspflanzen. Falter 6-7; nicht auf bestimmte Blü-

ten spezialisiert (gern besucht werden gelbe und rot-violette Blüten).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Der Baldrian-Schreckenfalter besiedelt nach SBN (1987: 221) Wiesen, die höchstens einmal jährlich genutzte Bereiche aufweisen. Eine möglichst späte (oder jahr- und partienweise ausgesetzte) Mahd mit hoch angesetztem Schnitthorizont gewährleistet, daß den Raupen bis zur Überwinterung ausreichend Nahrung zur Verfügung steht.

- **Rostbraunes Wiesenvögelchen (*Coenonympha glycerion* BORKHAUSEN, 1788)**
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Weit verbreitet, aber vor allem in Südbayern in vielen Landkreisen nur noch an wenigen Stellen.

Autökologie:

In Nordbayern kommt die Art innerhalb des feuchten Flügels des Habitatspektrums schwerpunktmäßig in Feuchtwiesen vor (siehe Kap. 1.5.2 im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), darüber hinaus vorwiegend auf versaumten Kalkmagerrasen mit etwa kniehoher Struktur (z.B. Altmühljura, Nördlinger Ries, Mittelfranken; ABSP).

In Südbayern lebt die Art innerhalb der Niedermoores vorwiegend in Streuwiesenkomplexen. Nach EBERT & RENNWALD (1991b: 114) liegen die Habitate auch in Oberschwaben und im Schwarzwald in "Großseggenriedern, Flachmoor- und Pfeifengraswiesen; aber auch Binsen- und Kohldistelwiesen in feuchten, waldreichen Tälern", wobei sich die Falter hier gerne an sehr trockenen Stellen mit magerrasenartigem Charakter aufhalten. Eigene Beobachtungen im NSG "Ammersee Süd" deuten ebenfalls darauf hin, daß die Larvallebensräume insbesondere in wechselfeuchten bis wechsellackenen Partien niedrigwüchsiger Pfeifengraswiesen (*Galium boreale*-Fazies) z.B. in der Nähe zu Gräben zu suchen sind.

Eiablagen erfolgen auf Grashalme (SBN 1987: 304). Die Jungraupe überwintert und beginnt nach WEIDEMANN (1988: 294) im Frühjahr erst spät zu fressen, in Moorgebieten v.a. am (spät austreibenden) Pfeifengras und an Seggen-Arten. Falter 6-7.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Der SBN (1987: 305) betont, daß intensive Bewirtschaftung (Düngung, häufige Mahd oder Beweidung) sich auf die Bestände katastrophal auswirken kann und empfiehlt im jährlichen Wechsel nur jeweils die Hälfte der besiedelten Fläche zu mähen. Die Habitatwahl spricht für eine positive Wirkung einschüriger (Herbstmahd) oder jahrweise ausgesetzter Nutzung bzw. Pflege.

- **Schwalbenschwanz (*Papilio machaon* L., 1758)**
RL BRD: 3 ; RL Bayern: 4R

Verbreitung in Bayern:

Papilio machaon ist über ganz Bayern verbreitet, tritt aber nirgends in hoher Dichte auf (low-density-species). In Südbayern wird die Art als gefährdet angesehen; in Nordbayern ist sie regional rückläufig.

Autökologie:

Als Entwicklungshabitate des Schwalbenschwanzes sind sowohl trockene Biotope (Kalkmagerrasen, schütter bewachsene Straßengräben, Streuobstwiesen, vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen" und II.5 "Streuobst"), als auch Feuchtgebiete geeignet. Im Alpenvorland liegt der Schwerpunkt im feuchten Flügel des besiedelten Biotopspektrums; neben Feuchtwiesen (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen") werden Pfeifengras-Streuwiesen und Großseggenrieder besiedelt.

Wichtig ist hier nicht nur das Vorkommen geeigneter Raupenfutterpflanzen - Doldenblütler, in Streuwiesen und Seggenriedern v.a. an *Silvaum silaus* (WEIDEMANN 1993 mdl.) und *Peucedanum palustre* (EBERT & RENNWALD 1991a: 215; eigene Beobachtungen), sondern insbesondere ihre gute "Zugänglichkeit". Zur Ausführung der für die Art typischen Hinterleibskrümmung bei der Eiablage im Flug müssen die Eiablagepflanzen die übrige Vegetation deutlich überragen. Falter in zwei Generationen von (A5 -)M5-M6(-E6) und (E6-)A7-M8(-A9).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

DEMPSTER, KING & LAKHANI (1976 in THOMAS 1989: 167) führen lokale Extinktionen von Schwalbenschwanz-Populationen in britischen Mooren auf Austrocknung des Bodens zurück; an solchen Standorten kann Mahd zwar die Population von *Peucedanum palustre* erhalten, die Wuchsform der Pflanzen ist dort jedoch für das Eiablageverhalten des Schwalbenschwanzes meist ungeeignet, da die Pflanzen niedrigwüchsig bleiben und seltener zur Blüte kommen. Auf ausreichend feuchten Flächen wurden durch das Mahdmanagement dagegen hochwüchsige, blühende *Peucedanum*-Exemplare und eine Vergrößerung der Schwalbenschwanz-Populationen erzielt. Streuwiesen bieten dem Schwalbenschwanz gute Entwicklungsmöglichkeiten, wenn die Mahd erst im Herbst, etwa ab Ende September erfolgt, wenn sich ein Großteil der Raupen der zweiten Jahresgeneration zur Überwinterung verpuppt hat. Lokale Extinktionen können in strukturreichen Landschaftsräumen von der sehr wanderfreudigen Art durch Zuwanderung ausgeglichen werden.

Weitere zumindest lokal im Rückgang befindliche Tagfalterarten, deren Schwerpunkt in anderen Lebensraumtypen liegt, für die jedoch auch Streuwiesen einen unverzichtbaren Reproduktionslebensraum darstellen, sind:

- **Wegerich-Scheckenfalter**
(*Melitaea cinxia* L., 1758)
RL BRD: - ; RL Bayern: 2

Früher häufige Art mit extremen Bestandeseinbrüchen in den letzten Jahrzehnten, sowohl in Nordbayern (WEIDEMANN 1993 mdl.), als auch in Südbayern. Die Art besiedelt trockene Magerrasen (z.B. Bestände des GENTIANO-KOELERIETUM, vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"), aber auch Niedermoorwiesen (nach eigenen Beobachtungen in einigen Mooren des Lkr. TÖL z.B. im Weidmoos bei Geretsried, hier wohl an *Plantago lanceolata*). Es handelt sich um stark mit Arten des CALTHION angereicherte, rel. trockene Streuwiesen. Der Wegerich-Scheckenfalter ist mutmaßlich sowohl gegenüber vorgezogener, als auch zu tief angesetzter Mahd empfindlich (Zerreißen der Überwinterungsspinnweben der Jungrauen).

- **Großer Perlmutterfalter**
(*Mesoacidalia aglaja* L., 1758)
RL BRD: - ; RL Bayern: 4R

Die Raupenentwicklung vollzieht sich im feuchten Flügel des Habitatspektrums (*Mesoacidalia aglaja* lebt auch in Kalkmagerrasen) mutmaßlich in Kleinsiegenriedern und Streuwiesenbereichen, nach BINK in WEIDEMANN 1988: 166) v.a. an *Viola palustris*, evt. auch an *Polygonum bistorta* in Feuchtwiesen (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), die aber v.a. als Nektarhabitat für die Imagines offenbar von großer Bedeutung sind. Zumindest in Südbayern sind Streuwiesen der Schwerpunktlebensraum des Großen Perlmutterfalters. Über die Reaktionen der Art auf Pflegemaßnahmen liegen keine Hinweise vor, da die Autökologie der in Moor- gebieten lebenden Populationen nur sehr unzureichend bekannt ist.

- **Zweibrütiger Scheckenfalter**
(*Melitaea parthenoides* KEFERSTEIN, 1851)
RL BRD: 3; RL Bayern: 4S

Diese Scheckenfalterart besiedelt sowohl trockene (Kalkmagerrasen Mainfrankens) als auch feuchte Habitate. Im westlichen Südbayern (z.B. Allgäu) werden Moorkomplexe aus Streuwiesen und aufgelassenen Torfstichen besiedelt. Die Larvalhabitate liegen mutmaßlich in (angedüngten) Beständen des MOLINION. Entwicklung hier wahrscheinlich an *Plantago lanceolata*. Zwei Generationen. Über die Auswirkungen von Pflegemaßnahmen in Streuwiesen liegen keine Erkenntnisse vor.

- **Violetter Waldbläuling**
(*Cyaniris semiargus* ROTTEMBERG, 1775)

Noch nicht für die Rote Liste vorgeschlagene, aber auf einen immer mehr zurückgehenden Lebensraumtyp angewiesene Art: Einmähdige Magerwiesen des trockenen (v.a. Salbei-Glatthaferwiesen) und feuchten Flügels. Eiablagen erfolgen in angedüngten, an Rotklee reichen Streuwiesenpartien (z.B. an den Rändern), aber auch in reinen Pfeifengras-Streuwiesen am - durch gelegentliche Ablagerung von Räummaterial etwas nährstoffreicheren - Rand kleiner Entwässerungsgräben (NSG "Ammersee Süd", eigene Beobachtungen) mit Vorkommen der Eiablagepflanze. Nach der Eiablage im Juni/Juli frißt die Raupe zunächst Blütenteile von *Trifolium pratense*. Um den Raupen nicht die Nahrungsgrundlage zu entziehen, ist daher eine späte Mahd günstig.

- **Schachbrett**
(*Melanargia galathea* L., 1758)

Vorkommen u.a. in relativ trockenen bzw. wechsell-trockenen Streuwiesen (nach EBERT & RENN-WALD 1991b: 11 MOLINETUM CAERULAE und CIRSIO TUBEROSI-MOLINETUM) die zur Eiablagezeit (Juli/ August) noch ungemäht sind und daher das Eiablageverhalten auslösen.

Das kontinuierliche Blütenangebot erst im Herbst gemähter Streuwiesen (und Feuchtwiesen) ist nicht nur für die sich in Streuwiesen reproduzierenden Falterarten, sondern z.B. für die Charakterarten der im LPK nicht behandelten Hoch- und Zwischenmoore, wie z.B. **Hochmoor-Perlmutterfalter** (*Boloria aquilonaris*), **Hochmoorbläuling** (*Vaciniina optilete*) und **Hochmoor-Gelbling** (*Colias palaeno*) essentiell. Daneben treten viele, z.T. gefährdete Falterarten mit Larvenentwicklung in angrenzenden Lebensräumen in blütenreichen Streuwiesen als Nahrungsgäste auf.

1.5.2.5 Heuschrecken

Die **Grüne Strandschrecke** (*Aiolopus thalassinus* FABR., 1781) ist historisch aus der Umgebung Erlangens und vom Ufer des Langen Sees bei Kahl a. M. nachgewiesen. Die Art, die nach HARZ (1957: 336) als ausgesprochen hygrophil gilt und auf "üppigen Wiesen, an Flußufern, Teichen usw." lebt (in Baden-Württemberg nach DETZEL 1991: 208 allerdings auch in Binnendünengebieten) ist in Bayern ausgestorben*.

Obleich keine "typische" Streuwiesenart, soll nicht unerwähnt bleiben, daß die Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, RL Bayern 2) im Alpenvorland auf trockeneren Binnenstrukturen mit

* Die Schiefkopfschrecke (*Ruspolia nitidula* SCOP., 1786), nach HARZ (1957: 182) vorwiegend ein Bewohner feuchter Wiesen, im Schilf an Teichen und Seen, wird in der neuen Roten Liste (KRIEGBAUM 1992) als ausgestorbene oder verschollene Feuchtgebietsart geführt, obwohl aus Bayern bisher keine Vorkommen bekannt geworden sind (vgl. DETZEL 1991: 74). Die erloschenen Vorkommen an der Argenmündung in den Bodensee und im Uferried bei Gohren (nach WALTHER 1957 in DETZEL 1991: 76, Pfeifengraswiese mit Schilf und Iris) befanden sich auf Baden-Württemberg Gebiet und stellten Vorposten des Schweizer Verbreitungsgebietes dar.

Magerrasenvegetation innerhalb von Streuwiesenkomplexen auftreten kann (z.B. in der Grasleitner Moorlandschaft nach LIPSKY 1992 mdl.). Die Pflege- und Entwicklungsplanung muß beim Vorkommen von *Psophus stridulus* die Erhaltung und sachgerechte Pflege dieser Binnenstrukturen mit einschließen, da diese Vorkommen arealgeographisch bemerkenswert sind: Die Art fehlt ansonsten zwischen den beiden bayerischen Verbreitungsschwerpunkten, den Populationen des Alpengebiets und der Schotterflächen der Alpenflüsse einerseits und den Mittelgebirgspopulationen andererseits (siehe LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen").

- **Lauschschrecke**
(*Parapleurus alliaceus* GERMAR, 1817)
RL BRD: - ;RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Die Lauschschrecke ist eine in Bayern schon seit jeher seltene Art. HARZ (1957: 344) nennt nur Wasserburg/Inn, Mühldorf und Bayreuth, BELLMANN (1985: 156) den Raum Passau. Ein aktueller Verbreitungsschwerpunkt mit z.T. sehr individuenreichen Beständen scheint im Bereich der südlichen Chiemseemoore zu liegen (eigene Beobachtungen), weitere aktuelle Vorkommen existieren bei Passau, bei Simbach (Lkr. Rottal-Inn) und bei Tittmoning/Salzach (Lkr. Traunstein; LIPSKY 1993 mdl.); (ABSP: MÜ 1/1900; DON 1/1900; PA 1/1984; RO 1/1990).

Durch die zunehmende Erfassung von Heuschrecken im Rahmen von ökologischen Gutachten ist mit weiteren Funden zu rechnen.

Autökologie:

Nach DETZEL (1991:194) ist die Lauschschrecke als leicht hygrophile bis mesophile Art einzustufen (nach HARZ 1957: 342 hygrophil), die gleichzeitig wärmeliebend zu sein scheint. Nach DETZEL sind vor allem feuchte Wiesen und Gewässerufer geeignete Lebensräume, aber auch auf Fettwiesen, in Röhricht, in ruderalisierten Mähwiesen und in langrasigen, trockenen Wiesen soll die Art gefunden worden sein. In wärmebegünstigten Gebieten (Bodenseeraum, Oberrheinebene) bewohnt *Parapleurus alliaceus* dieselben Biotope wie *Mecostethus grossus*, was auch für die bayerischen Vorkommen am Chiemsee und bei Tittmoning zutrifft.

In den südlichen Chiemseemooren ist die Lauschschrecke nach eigenen Beobachtungen schwerpunktmäßig in den seenahen Überflutungsstreuwiesen beheimatet (Großseggenrieder mit z.T. hohem Hochstaudenanteil und nicht sehr dichter Verschilfung) und weicht bei z.T. kniehohem sommerlicher Überstauung (infolge Chiemseehochwässern nach Starkregen) in angrenzende, ungemähte Fettwiesen aus.

Sie dringt dabei wesentlich weiter in ungemähte, hochwüchsige, rel. trockene Fettwiesen ein als die Sumpfschrecke und kann hier dann in enormer Dichte zu finden sein; frisch gemähte Wiesen meidet die Lauschschrecke dagegen. Südlich des Chiemsees ist die Art, dort wo geeignete Ausweichflächen feh-

len, auffallend selten oder fehlt (hier nur *Mecostethus grossus*). Bei Tittmoning lebt die Lauschschrecke im Überflutungsbereich des Stillbachs. Die genauen Habitatansprüche in Bayern sind leider noch sehr unzureichend bekannt. Die Bevorzugung vertikal strukturierter, höherwüchsiger Vegetation hängt wahrscheinlich mit dem Fluchtverhalten zusammen (Beschreibung siehe FRUHSTORFER 1921 in DETZEL 1991: 194).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Über die Reaktion auf Pflegemaßnahmen liegen unseres Wissens keine Erfahrungen vor. Da die Art ihre Eier im Boden ablegt, stellt Herbstmahd mutmaßlich keine Gefahrenquelle dar (kein Abtransport von Eiern mit dem Mähgut zu befürchten). Für noch existierende Populationen sollten unbedingt spezielle Managementkonzepte (parallel zur genaueren Erforschung der Habitatansprüche) erarbeitet werden!

- **Kurzflügelige Schwertschrecke**
(*Conocephalus dorsalis* LATR., 1804)
RL BRD: 3 ;RL Bayern: 2

Verbreitung in Bayern:

Conocephalus dorsalis ist in Deutschland im Norden häufiger als im Süden (BELLMANN 1985). Sie wird in Nord- und Südbayern gleichermaßen als stark gefährdet angesehen.

Autökologie:

Die Art kommt nur in Feuchtgebieten vor; dort besiedelt sie feuchte Hochstaudenfluren, Seggenrieder, Röhrichtsäume und Grabenränder (nach HEUSINGER 1988). Gewässerränder stellen wohl die primären Lebensräume dar, dichte Schilfröhrichte und Rohrkolbenbestände auf nassem, nur teilweise pflanzenbedecktem Boden werden allerdings von beiden Schwertschreckenarten gemieden (vgl. INGRISCH 1979). Auch Hoch- und Zwischenmoore sind als Dauerlebensraum ungeeignet, doch konnten SCHMIDT & SCHLIMM (1984) eine zeitweise Einwanderung von umgebenden feuchten Wiesen feststellen.

Sie fanden *Conocephalus dorsalis* regelmäßig in den feuchtesten Partien sehr feuchter, aber relativ intensiv beweideter Wiesen ("Flutterbinsen-Pfeifengras-Weidegesellschaft"), wobei die größte Populationsdichte an dicht mit Schilf, Binsen und Brenneseln bestandenen Ufern kleiner, an die Weiden angrenzender Teiche erreicht wurde. Diese Affinität zu ausgesprochen nassen Standorten zeigt die Art auch in Bayern. Im einem Niedermoorgebiet am Simssee ist die Art (im Gegensatz zur Schwesterart) auf eine unmittelbar an den Schilfgürtel des Sees angrenzende, im Frühjahr sehr nasse Pfeifengraswiese beschränkt. Auch in den südlichen Chiemseemooren bevorzugt *C. dorsalis* Überflutungsstreuwiesen (v.a. im Frühjahr und nach sommerlichen Starkregen knöcheltief überstaute Großseggenrieder), während *C. discolor* nicht überflutete Molineten besiedelt. Die für die Besiedlung durch beide Schwertschrecken-Arten optimale Wuchshöhhenzone lag

nach einer Untersuchung von INGRISCH (1979) in einem Bereich von 30-60 cm Vegetationshöhe (bin-sendominierter Pflanzenbestand). In Beständen über 1m Höhe konnten keine Schwertschrecken mehr gefunden werden.

Die Kurzflügelige Schwertschrecke wird vielfach als die im Vergleich mit der Langflügeligen Schwertschrecke ausgeprägter hygrophile Art angesehen (KALTENBACH 1963, SCHMIDT & BÜHL 1970). Interessanterweise zeigten die mikroklimatischen Freilandmessungen von INGRISCH (1979), daß sich die überragende Mehrzahl der Individuen beider Schwertschreckenarten an der wärmsten und zugleich trockensten Meßstelle konzentrierte, die noch geeigneten Pflanzenwuchs aufwies. An den beiden feuchtesten Stellen waren fast ausschließlich Exemplare der Kurzflügeligen Schwertschrecke vorhanden. Sie besitzt wohl aufgrund ihrer im Vergleich zu *Conocephalus discolor* geringfügig schnelleren Entwicklung (vgl. INGRISCH 1978b) die Fähigkeit, auch mikroklimatisch ungünstigere Habitats zu besiedeln als die Langflügelige Schwertschrecke.

Für die Embryogenese benötigen die Eier eine etwas niedrigere Wärmesumme als die von *Conocephalus discolor* (INGRISCH 1979). Wie die Untersuchungen zur Feuchtepräferenz belegen, besteht weder für die Larven, noch für die Imagines ein unmittelbares Feuchtigkeitsbedürfnis. INGRISCH schließt aber nicht aus, daß die Eier von *Conocephalus dorsalis* einen höheren Feuchtigkeitsbedarf besitzen, der die Art enger an feuchte Stellen bindet. Die Messungen machten jedoch deutlich, daß nasser Untergrund nicht notwendigerweise ein feuchteres Mikroklima im Pflanzenbestand zur Folge haben muß. *Conocephalus dorsalis* kann daher als Zeigerart für feuchte bis sehr nasse Bodenfeuchteverhältnisse angesehen werden (vgl. OSCHMANN 1991), auch wenn der Hauptfaktor für die Habitatbindung der Art wohl in einer indirekten Bindung an die Vegetationsstruktur zu suchen ist. Die Art ernährt sich von tierischer (kleinen Zikaden, Zweiflüglern etc.) und pflanzlicher Nahrung, wobei Knospen, Blüten und reife Samen kapseln besonders bevorzugt werden (MARSHALL & HAES 1990: 91). Die Kurzflügelige Schwertschrecke unterscheidet sich hinsichtlich ihres Flucht- und Eiablageverhaltens kaum von der Langflügeligen Schwertschrecke. Nach HARZ (1957) erfolgt die Eiablage der nach SCHMIDT & SCHLIMM (1984) äußerst weichschaligen und daher austrocknungsgefährdeten Eier insbesondere in markreiche Stengel von *Phragmites* und *Juncus*, z.B. von *Juncus effusus* (nach MARSHALL & HAES 1990 auch *Carex*). Voll entwickelte Tiere treten ab Juli auf (bis Oktober nach BELLMANN 1985). *Conocephalus dorsalis* bildet meist nur kleine, individuenarme Populationen aus, die nach WARNE & HARTLEY (1975; in DETZEL 1991: 71) dennoch überlebensfähig sind und durch den Gesang der Männchen zusammengehalten werden.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Anhaltende Nässe und zeitweilige Überstauung des Bodens ist aufgrund der Art der Eiablage für die

Kurzflügelige Schwertschrecke ohne negative Folgen. In niedrig- bzw. schwachwüchsigen Pfeifengras-Streuwiesen ist die Art v.a. auf binsen- und seggenreiche "Sonderstrukturen" wie Ränder kleiner Gräben, "Störstellen" an Wendeplätzen von Mahdmaschinen mit lokalen Bodenverdichtungen etc. sowie auf verbrachte Streuwiesenbereiche und -ränder mit lockerer Verschilfung konzentriert.

Eine Vereinheitlichung der Vegetationsstruktur durch Pflege- oder Bewirtschaftungsmaßnahmen ist daher negativ für die Bestandsentwicklung von *Conocephalus dorsalis*. Starke Verfilzung oder sehr dichte Verschilfung wird nicht toleriert. Günstig für die Art ist es, verschilfende Partien und Ränder nur jahr- und abschnittsweise einer Mahd zu unterziehen. Die Kurzflügelige Schwertschrecke tritt nur sehr selten in einer langflügeligen Form auf und ist daher als dispersionsschwach einzustufen.

- **Sumpfschrecke**
(*Mecostethus grossus* L., 1758)
RL BRD: 3; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Mecostethus grossus ist zwar in Bayern weit verbreitet, größere Bestände finden sich jedoch nur noch in wenigen Gebieten, z.B. Alpenvorland, Regental (Oberpfalz), Oberes Maintal und Täler der Fränkischen Schweiz (ABSP).

Autökologie:

Die Sumpfschrecke ist völlig auf Feuchtgebiete beschränkt und als Charakterart von Niedermoorlebensräumen anzusehen. Sie besiedelt dort Streu- und Feuchtwiesen sowie Grabenränder. *Mecostethus grossus* meidet Schilfbestände und Bult-Schlenken-Komplexe von Hochmooren weitgehend (dringt aber z.B. nach eigenen Beobachtungen entlang von Entwässerungsgräben mit Pfeifengrassaum in Moorkernbereiche vor).

Nach DETZEL (1991:199) leben Sumpfschrecken besonders in "sumpfigen Flächen, die mindestens einmal im Jahr überschwemmt sind". Obwohl *Mecostethus grossus* auch in Bayern auf im Frühjahr überschwemmten Flächen vorkommt, besiedelt die Mehrzahl der Populationen Wiesen ohne Überschwemmung, jedoch mit hoher Bodenfeuchte während der Embryonal- und Larvalentwicklung. Während sie in den Niedermoorwiesen Oberschwabens nach DETZEL (1991:199) nie in Molinieten gefunden wurde, sondern dort vorwiegend auf Waldbinsenwiesen (DETZEL 1985) und "Riedwiesen" (GLÜCK & INGRISCH 1989) vorkommt, ist sie in einigen Niedermoorgebieten des bayerischen Voralpenlandes sogar schwerpunktmäßig in typischen Pfeifengraswiesen vertreten (nach eigenen Beobachtungen z.B. im NSG "Ammersee Süd"). Die besiedelten Pfeifengraswiesen weisen allerdings auffallende Gemeinsamkeiten in der Vegetationsstruktur auf: Es handelt sich um stark vom Pfeifengras dominierte (z.T. an Pflanzen-Begleitarten arme), insgesamt schwachwüchsige Bestände. In diese sind jedoch aufgrund geringfügiger, kleinflächig unterschiedlicher Standortunterschiede mosaikartig hö-

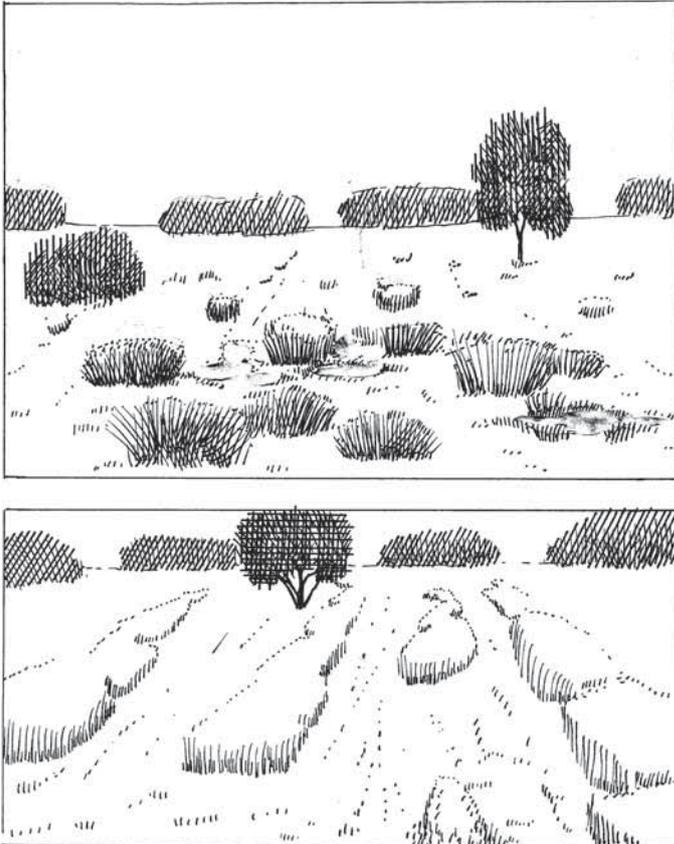


Abbildung 1/9

Für Sumpfschrecken-Habitate charakteristische Vegetationsstruktur (oben). Die in der unteren Darstellung schematisierte wiedergegebene ungewöhnliche Struktur entstand vermutlich durch streifenartige Mahd und erwies sich interessanterweise als ungewöhnlich dicht besiedelt.

herwüchsigeren "Pfeifengrasinseln" eingestreut, in denen sich die Tiere bevorzugt aufhalten. Da diese Struktur oftmals auf der gesamten Pfeifengraswiese vorhanden ist, finden sich hier meist große Populationen mit zwar relativ geringer Individuendichte, aber gleichmäßiger Verteilung; dagegen ist *Mecostethus grossus* in locker verschilften Streuwiesen, die ebenfalls als Habitate angenommen werden, oft deutlich auf die Kontaktzonen zu schilffreien Feucht- oder Streuwiesen konzentriert (Abb.1/9, S.100).

Auch in Feuchtwiesen ist die Sumpfschrecke fast nie gleichmäßig über die gesamte Fläche verteilt (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"). Daneben ist die Sumpfschrecke auch in zeitweilig nassen Großseggenriedern (oft reich an Hochstauden) regelmäßig anzutreffen (z.B. seenahe Überflutungsstreuweisen). Die Beobachtung, daß die Imagines auch in an die Reproduktionshabitate angrenzende, im Sommer z.T. recht trockene Extensivwiesen einwandern, stützt die Annahme von DETZEL (1991: 199), daß Larven und Eier stärker an Feuchtigkeit gebunden sind als die Imagines.

GLÜCK & INGRISCH (1989) sehen die Ursache für die strenge Biotopbindung sogar allein in den Ansprüchen des Eistadiums. Die Eiablage erfolgt nach SCHMIDT & BAUMGARTEN (1974) in feuchten Erdboden und zwischen Gräserwurzeln. Sie sind nach INGRISCH (1983) von allen mitteleuropäischen Heuschreckenarten am empfindlichsten gegen Austrocknung.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Mecostethus grossus ist abhängig von einer zumindest unregelmäßigen Mahd seiner Reproduktionshabitate. Stark verschilfte Streuwiesen sind als Lebensraum ungeeignet. Hohe Populationsdichten zeigte im NSG "Ammersee Süd" eine Streuwiesenbrache, die in Folge einer Mahd (im Vorjahr?) eine deutliche "Streifenstruktur" aus locker verschilften und fast schilffreien Wiesenstreifen zeigte. Die Heterogenität der Pflanzendecke (hoch/nieder) scheint ein wichtiges Element im Habitatschema der Sumpfschrecke zu sein. Die Bildung großer Populationen auf traditionell genutzten Pfeifengras-Streuweisen beweist aber, daß *Mecostethus grossus* auch jährliche Herbstmahd toleriert. Zweischürige Wiesen kann die Sumpfschrecke dagegen nur besiedeln, wenn höhere Pflanzenhorste partienweise (z.B. inselartig in Geländemulden oder an Rändern) von der ersten Mahd verschont bleiben.

Zu Abb.1/9 (S. 120):

oben:

Pfeifengraswiese mit typischer "Mosaikstruktur", die *Mecostethus grossus* mit mäßiger Individuendichte, aber flächenhaft zu besiedeln vermag.

unten:

Verschilfter Streuwiesenbestand, in dem die Sumpfschrecke, durch die mahdbedingte "Streifenstruktur" des Vegetationsbestandes begünstigt, hohe Individuendichten erreicht.

- **Große Goldschrecke**
(*Chrysochraon dispar* GERM., 1834)
RL BRD: - ; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Chrysochraon dispar wird in Bayern von Norden nach Süden zu häufiger. In Südbayern gilt die Art als noch nicht gefährdet (aber auch bereits rückläufig), dort tritt sie v.a. in den Mooren des Alpenvorlandes noch regelmäßig auf.

Autökologie:

Feuchtgebiete, insbesondere Naß- und Streuwiesen, Seggenrieder, feuchte Hochstaudenfluren und Grabenränder sind die Schwerpunktlebensräume der Großen Goldschrecke, wenngleich sie gelegentlich auch in trockenen, langrasigen Wiesen (z.B. hochwüchsigen Halbtrockenrasen) und an Waldrändern zu finden ist (BELLMANN 1985, HEUSINGER 1988). Die Vorkommen sind meist individuenarm (vgl. DETZEL 1991: 222). Individuenreich tritt diese Heuschreckenart lediglich in verbrachten Bereichen von Pfeifengrasstreuwiesen und in Feuchtwiesenbrachen gelegentlich auf. Sie ist als Charakterart mäßig verschillter Pfeifengras-Streuwiesen anzusprechen.

Die vertikalorientierte Art hoher, dichter Pflanzenbestände hält sich bevorzugt in den oberen Bereichen der Vegetation auf (vgl. SÄNGER 1977). Die Nahrung bilden besonders Gräser (im Labor wurden nach SCHMIDT & SCHLIMM 1984 *Molinia caerulea* und *Carex*-Arten gerne befreßen).

Eiablagen erfolgen ausschließlich in den markerfüllten Hohlraum von Pflanzenstengeln, z.B. in Schilfhalme, Rohrkolbenstiele, abgebrochene *Juncus effusus*-Stengel, abgestorbene und abgebrochene, verholzte Triebe von Himbeeren, Goldruten, *Angelica sylvestris* etc. (die wenig austrocknungsresistenten Eier werden in ein rasch erhärtendes, schaumiges Sekret eingebettet). Ausnahmsweise wurde auch von einer Eiablage in morsches Holz oder in Erde berichtet (HARZ 1959).

Die Imaginalreife erreicht die Große Goldschrecke ab Ende Juni; die Tiere leben noch bis September, vielfach auch bis Oktober (BELLMANN 1985).

Die Bodenfeuchte ist bei der Großen Goldschrecke offenbar kein besiedlungsbestimmender Faktor. Sie zeigt eine weite ökologische Valenz bezüglich dieses Faktors, auch wenn einige Autoren, vom Habitatschwerpunkt in Feuchtgebieten ausgehend, sie als hygrophil bis extrem hygrophil einstufen. Ausschlaggebend dürfte vielmehr die Struktur des Vegetationsbestandes (stark vertikal strukturiert) und das Vorhandensein geeigneter Stengel für die Eiablage sein.

Chrysochraon dispar ist als verbreitungsschwach anzusehen, da nur sehr selten Exemplare mit voll entwickelten Flügeln auftreten (die nach DETZEL 1991: 222 eine reduzierte Fruchtbarkeit aufweisen, als Population-Neubegründer daher kaum geeignet sein dürften). Ein enger Verbund geeigneter Lebensräume erleichtert den Kontakt zwischen den Populationen.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Die Große Goldschrecke kann in Grünlandbiotopen als Brache-Indikator angesehen werden, wobei höchste Dichten in Jungbrachen zustande kommen, während die Art mit zunehmender Vegetationsdichte (Raumwiderstand) und einsetzender Verbuschung wieder zurückgeht. Die Art der Eiablage hat zur Folge, daß Mahd, wenn sie die gesamte als Reproduktionshabitat geeignete Fläche erfaßt (mit geeigneten Eiablagemöglichkeiten), unabhängig vom Mahdzeitpunkt zum Zusammenbruch der Goldschrecken-Population führt, da sich die Eier vom Sommer bis zum folgenden Frühjahr im Eiablagemedium befinden und mit dem Mähgut abtransportiert werden. Auf der anderen Seite können *Chrysochraon dispar*-Vorkommen nur durch gelegentliche Mahd erhalten werden, die zu dichte Verschilfung und Verbuschung verhindert. Ein Mahdregime, bei dem z.B. jährlich nur ein Drittel der als Reproduktionshabitat geeigneten Fläche gemäht wird, ist mutmaßlich für die Erhaltung von Populationen der Großen Goldschrecke günstig.

- **Warzenbeißer**
(*Decticus verrucivorus* L., 1758)
RL BRD: - ; RL Bayern: 3

Verbreitung in Bayern:

Decticus verrucivorus weist in Süddeutschland einen Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der BRD auf. In Bayern ist die Art v.a. von der collinen bis in die hochmontane Stufe noch weit verbreitet, zeigt aber aufgrund seiner Bindung an gefährdete Lebensraumtypen deutlichen Rückgang. Die Toleranz leichter Fröste ermöglicht dem Warzenbeißer ein Vorkommen in Bereichen, in denen bereits im Spätsommer Nachtfroste auftreten.

Autökologie:

Das Spektrum der von *Decticus verrucivorus* besiedelbaren Biotoptypen wird durch die spezifischen mikroklimatischen Ansprüche dieser Heuschreckenart eingegrenzt: Während der zweijährigen Embryogenese wird eine hohe Bodenfeuchtigkeit benötigt, für die Larvalentwicklung ist viel Wärme notwendig. Diese Faktorenkombination findet der Warzenbeißer in Kalkmagerrasen-Lebensraumkomplexen (niederschlagsreicherer Lagen) mit einem Mosaik hoch- und niedrigwüchsiger Partien (siehe LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"), an sonnenexponierten Hängen montaner Gebiete mit von Ranken gegliederten extensiv genutzten Wiesen- oder Weideflächen (vgl. LPK-Band II.11 "Agrotopen"), in niedrigwüchsigen bodensauren Magerrasen (Borstgrasrasen; vgl. LPK-Band II.3 "Bodensaure Magerassen"), aber auch "Moorwiesen mit hoher Sonneneinstrahlung" (DETZEL 1991: 87).

Nach GLÜCK & INGRISCH (1989) ist *Decticus verrucivorus* (zusammen mit *Metrioptera brachyptera*) in den Moorlebensräumen des Federseebeckens charakteristisch für Pfeifengraswiesen und Moor-Heide-Flächen mit wechselnder Pflanzenstruktur.

Nach eigenen Beobachtungen konzentriert sich das Vorkommen in Feuchtgebieten, in denen im bayerischen Alpenvorland die Mehrzahl der Populationen lebt, auf Übergangsbereiche zwischen höherwüchsigen Streuwiesenpartien bzw. junger Streuwiesenbrachen und niedrigwüchsigen, mageren und blütenreichen Feuchtwiesen. Während im erstgenannten, feuchteren Bereich vermutlich die Eiablage stattfindet (Eiablage in den Boden an vegetationsfreien Stellen), halten sich die Larven und Imagines vorwiegend in den niederwüchsigen Feuchtwiesen, gelegentlich auch in sehr schwachwüchsigen Pfeifengras-Streuwiesen auf (eigene Beobachtungen z.B. im NSG "Ammersee Südufer", vgl. auch DETZEL 1991:87). Niedrigwüchsige Feuchtwiesen mit stärkerer Bodenbesonnung sind günstig für die Stridulation (Gesang) der Imagines (nach NIELSEN 1938 in DETZEL 1991: 87 ist dafür eine Mindesttemperatur von 23°C erforderlich). An Pflanzenarten und Blüten reiche Feuchtwiesen sind mutmaßlich auch aufgrund des dort hohen Angebots an Nahrung günstig; Imagines und Larven ernähren sich zu etwa zwei Dritteln von Kleintieren, den Rest stellen krautige Pflanzen (NAGY 1950, in DETZEL 1991: 87).

Pfeifengraswiesen scheinen nur dann ebenfalls geeignet, wenn sie eine heterogene Vegetationsstruktur mit deutlich aus dem Bestand herausragenden Pflanzenstrukturen (z.B. Doldenblütlern) aufweisen, an denen die Warzenbeißer-Männchen bei mangelnder Bodenbesonnung emporklettern, um zu stridulieren.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Warzenbeißer sind sehr wahrscheinlich auf eine regelmäßige Streuwiesenmahd angewiesen; die Streufilzbildung in Brachen ist für die Eiablage ungünstig. In sehr hochstaudenreichen oder verschilften Streuwiesen scheint eine Embryonalentwicklung nicht möglich (zu geringer Wärmegenuß der oberen Bodenschichten), *Decticus verrucivorus* ist hier (bzw. in angrenzenden Feuchtwiesen) nicht vertreten. Andererseits ist offenbar auch in früh gemähten Feuchtwiesen kein erfolgreicher Abschluß der Embryonalentwicklung möglich, möglicherweise weil im Sommer oder Frühjahr der Boden nach der Mahd für einige Zeit stark austrocknet (starke, ungehinderte Sonneneinstrahlung) und die austrocknungsempfindlichen Eier geschädigt werden (zweijährige Entwicklungsdauer mit "übersommernden" Eiern!). Bei der in Streuwiesen üblicherweise erst spät im Jahr erfolgenden Mahd ist diese Gefahr weit geringer.

- **Langflügelige Schwertschrecke**
(*Conocephalus discolor* THUNBERG, 1815)
RL BRD: - ; **RL Bayern: 4R**

Verbreitung in Bayern:

Die nordwärts etwa bis zur Mainlinie verbreitete Langflügelige Schwertschrecke (BELLMANN 1985: 88) hat ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb Bayerns im Alpenvorland, wo sie gebietsweise noch relativ häufig auftritt. Im Gegensatz zu Nord-

bayern, wo die Art nur selten auftritt, wird sie daher in Südbayern noch nicht als gefährdet angesehen.

Autökologie:

Die Lebensweise der Langflügeligen Schwertschrecke ist im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" ausführlicher behandelt, so daß hier nur eine knappe Darstellung erfolgt. Sie besiedelt neben seggen- oder binsenreichen Feuchtwiesen bevorzugt feuchte Hochstaudenfluren, Seggenrieder, Röhrichsäume und Grabenränder (vgl. HEUSINGER 1988).

Conocephalus discolor vermag darüber hinaus in an Mädesüß, Brennesseln oder Goldruten reichen sowie stärker verschilften, älteren Feucht- und Streuwiesenbrachen noch längere Zeit zu überleben (vgl. DETZEL 1991: 329).

Nach DETZEL (1991: 67) bevorzugt die stark vertikalarorientierte Heuschreckenart Vegetationsbestände von 30-60 cm Höhe. Die Bevorzugung höherer, senkrecht strukturierter Vegetation dürfte auf das Flucht- und Eiablageverhalten der Langflügeligen Schwertschrecke zurückzuführen sein (Eiablage in Pflanzenstengel, insbesondere von *Juncus*, aber auch von *Carex* und *Typha*; vgl. auch SÄNGER 1977; pro Weibchen werden nach HARZ 1959 60-70 Eier abgelegt).

Die Habitatbindung erfolgt mutmaßlich primär über die Vegetationsstruktur, in Laborexperimenten konnte keine direkte Abhängigkeit von Kontaktwasser festgestellt werden, doch scheinen im Freiland Bereiche mit maximaler Luftfeuchtigkeit bevorzugt zu werden (SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974).

Ihre Flugfähigkeit verleiht *Conocephalus discolor* eine höhere Kolonisationsfähigkeit als *Conocephalus dorsalis*, sie kann in "Optimalhabitaten" nach MARSHALL & HAES (1990) innerhalb weniger Jahre sehr individuenreiche Bestände aufbauen. In der Regel sind die Populationen jedoch individuenarm und oft auf kleine Flächen mit Seggen- oder Binsenfazies begrenzt.

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Die Hinweise, die bei der Kurzflügeligen Schwertschrecke gegeben wurden, gelten auch für *Conocephalus discolor*. Die Fähigkeit von *Conocephalus discolor* zur Neu- oder Wiederbesiedelung geeigneter Lebensräume ist größer als bei der Schwesterart, da unter günstigen Bedingungen (z.B. begünstigt durch außergewöhnlich warme Sommer) Populationsüberschüsse aus Individuen mit ungewöhnlich langen Flügeln entstehen können, die im Gegensatz zu den normal geflügelten Exemplaren große Bereitschaft zum Fliegen zeigen und nach Dispersionsflügen neue Populationen gründen (ANDO & HARTLEY 1982, in MARSHALL & HAES 1990: 90).

- **Sumpfgrashüpfer**
(*Chorthippus montanus* CHARP., 1825)
RL BRD: - ; **RL Bayern: 4R**

Verbreitung in Bayern:

Der Sumpfgrashüpfer ist derzeit die noch häufigste der auf Feuchtgebiete beschränkten Heuschrecken-

arten. Durch ganz Bayern verbreitet, jedoch deutlich seltener als der äußerlich sehr ähnliche Gemeine Grashüpfer (*Chorthippus parallelus*).

Autökologie:

Der Sumpfgrashüpfer besiedelt überwiegend nasse Niedermoorwiesen und dringt sogar bis in Zwischenmoorbereiche (Schwingrasen) vor. Nur in niederschlagsreicheren montanen Gebieten besiedelt er auch extensiv genutztes Grünland außerhalb von Mooren (DETZEL 1991: 287). Aufgrund der Ansprüche im Eistadium ist er streng an feuchte bis nasse Wiesen gebunden (INGRISCH 1984).

Übereinstimmend wird der Sumpfgrashüpfer als hygrophil bis sehr hygrophil eingestuft. Indikatorart für hohe Bodenfeuchte! RÖBER (1970) weist allerdings darauf hin, daß auch hygrophile Heuschreckenarten wärmebedürftig sind. Bei *Chorthippus montanus* konnte er eine deutliche Bevorzugung kleinräumig wärmebegünstigter Biotope erkennen. Möglicherweise liegt darin auch der Grund, warum die Art in hochwüchsigen, dichten (genutzten und verbrachten) Streu- und Feuchtwiesen in deutlich geringeren Individuenzahlen als in niedrigwüchsigen oder lückigen Niedermoorwiesen auftritt. Maximale Dichten werden in Kleinseggenriedern erreicht (z.B. konnten GLÜCK & INGRISCH 1989 in einem Kalkflachmoor bis 7 Tiere/qm fangen), sowie in niedrigwüchsigen kleinseggenreichen Pfeifengras-Streuwiesen, teilweise auch in schwachwüchsigen und lückigen Kohldistelwiesen, sowie auf Moorheideflächen (BRÄU 1987; vgl. auch SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974).

Die Hauptnahrung stellen vermutlich Gräser dar. Eiablagen erfolgen meist in feuchte bis nasse Erde in kurzrasig bewachsenen Wiesenpartien, ca. 5mm unter der Oberfläche (SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974, GLÜCK & INGRISCH 1989), nur ausnahmsweise zwischen Gräser (DETZEL 1991: 286). Die Imago erscheint ab Juli (bis Oktober).

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Der Sumpfgrashüpfer scheint ein- und zweischüriges Niedermoorgrünland gleichermaßen gut besiedeln zu können (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"). Die Gefahr des direkten Verlustes von Eiern durch Mahd besteht für die bodenlegende Heuschreckenart nicht. Die traditionelle Herbstmahd von Streuwiesen kommt den Ansprüchen des Sumpfgrashüpfers entgegen, da sie die für *Chorthippus montanus* vorteilhafte Vegetationsstruktur erhält. Bereits in jungen Brachestadien werden nur noch deutlich geringere Individuendichten erreicht. Verfilzte Brachen mit dichter Krautschicht, Großseggenrieder und Schilfflächen weisen einen für den Sumpfgrashüpfer zu hohen Raumwiderstand und einen zu geringen Stahlungsgenuß der unteren Krautschicht- und Bodenbereiche auf. Auch SCHMIDT & BAUMGARTEN (1974: 69) konnten eine deutliche Bevorzugung gemähter Wiesen gegenüber Großseggenbeständen feststellen, wengleich der Sumpfgrashüpfer auch hier noch regelmäßig in geringer Individuendichte zu leben vermag.

- **Wiesengrashüpfer**
(*Chorthippus dorsatus* ZETT., 1821)
RL BRD: - ; **RL Bayern: 4R**

Verbreitung in Bayern:

Die Art ist in ganz Bayern verbreitet. Während der Wiesengrashüpfer in Südbayern noch relativ gut vertreten ist, wird er in Nordbayern als gefährdet angesehen.

Autökologie:

Das Schwerpunktorkommen von *Chorthippus dorsatus* liegt in extensiv (wenig gedüngten und höchstens zweischürigen) Feuchtwiesen. Ansprüche an Habitatstruktur und Lebensweise der Art sind daher im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" dargestellt.

Regelmäßig ist *Chorthippus dorsatus* jedoch auch in Pfeifengrasstreuwiesen und Kalkflachmooren treten; auch hier kann der Wiesengrashüpfer oftmals individuenreiche Bestände aufbauen und gehört mit *Chorthippus montanus* zu den dominanten Heuschreckenarten. So berichten z.B. GLÜCK & INGRISCH (1989) von einem Massenvorkommen der Art in einem Kalkflachmoor, bei dem bis zu 72 Exemplare/m² gezählt werden konnten (in "Normaljahren" immer noch 11/m²)!

Reaktion auf Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen:

Besagtes Kalkflachmoor wurde nur in trockenen Jahren gemäht, doch kommt der Wiesengrashüpfer auch mit jährlicher Herbstmahd sehr gut zurecht (sowie mit zweischüriger Wiesenbewirtschaftung, wenn die erste Mahd spät erfolgt; siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen").

- **Weißbrandiger Grashüpfer** (*Chorthippus albomarginatus* DE GEER, 1773)
RL BRD: - ; **RL Bayern: 4R**

Der hygrophile Weißbrandige Grashüpfer hat im Voralpenland seinen Vorkommensschwerpunkt in Niedermooren (ABSP); er besiedelt hier vor allem Feuchtwiesen, ist vielfach aber auch in Streuwiesen anzutreffen.

Einige weitere Heuschreckenarten gehören zum typischen Arteninventar der Streuwiesen bzw. ihrer Brachestadien, v.a. die **Kurzflügelige Beißschrecke** (*Metrioptera brachyptera*), die **Säbeldornschröcke** (*Tetrix subulata*) und die **Gemeine Dornschröcke** (*Tetrix undulata*), die **Kleine Goldschröcke** (*Chrysochraon brachyptera*) und **Roesels Beißschrecke** (*Metrioptera roeseli*) sowie die **Zwitscherschröcke** (*Tettigonia cantans*). Da sie in Bayern noch weit verbreitet sind und keine aktuelle Gefährdung erkennbar ist, kann hier auf eine Darstellung ihrer Ansprüche verzichtet werden.

1.5.2.6 Weitere Insektengruppen

Übrige Schmetterlingsgruppen

Die Habitatansprüche der meisten "Schmetterlings"-Arten sind bei weitem nicht so gut bekannt wie die der Tagfalter (wengleich es auch hier noch zahlreiche Lücken zu schließen gilt!). Viele Arten sind dem Lebensraum "Streuwiese" vorerst noch nicht sicher

Tabelle 1/20

In Streuwiesen-Lebensräumen vorkommende Nachtfalter mit Angaben zu ihrer Verbreitung und Autökologie
(wenn nicht anders angegeben nach BERGMANN 1954 und KOCH 1984)

Art	RL BRD	Verbreitung/Autökologie
RL 1 Vom Aussterben bedroht		
<i>Acosmetica caliginosa</i> HÜBNER, 1813 Scharteneule	1	In Nordbayern vom Aussterben bedroht (hier im Maingebiet), in Südbayern stark gefährdet und schwerpunktmäßig auf den Isar-Inn-Schotterplatten verbreitet. Die Scharteneule besiedelt insbesondere Pfeifengrasstreuwiesen mit Massenbeständen der Färberscharte in warmen, niederen Lagen. Die Raupe soll im Juli und August ausschließlich an <i>Serratula tinctoria</i> leben. Falterflugzeit in zwei Generationen M5-E6 und E7-E8; die Falter sitzen tagsüber in der Nähe der Raupenfutterpflanzen. Überwintert als Puppe unmittelbar unter der Bodenoberfläche.
<i>Arenostola phragmitidis</i> HÜBNER, 1803 Schilfdickicht-Halmeule	-	Nur noch in Südbayern, auf den Isar-Inn-Schotterplatten vorkommende Art, die in Schilfbeständen an Ufern und in Niedermooren lebt. Die Raupe frisst im Mai und Juni in jungen Schilfhalmern; sie bohrt sich über Internodien etwa in halber Höhe der Stengel ein und bringt den Trieb zum Absterben. Verpuppung am Boden in feuchtem Moos und Streu. Falter 7-8.
<i>Coenobia rufa</i> HAWORTH, 1809 Rötliche Binsenstengeleule	2	Ebenfalls nur noch in Südbayern, auf den Isar-Inn-Schotterplatten vorkommende Art. Die Raupe lebt in Niedermooren an Gräben und in Moorwiesen von September bis zum Juni des Folgejahres in den Stengeln von Binsen; v.a. <i>Juncus articulatus</i> und <i>Juncus subnodulosus</i> werden genannt. Nach HEATH & EMMET (1983: 266) ist dagegen <i>Juncus acutiflorus</i> die übliche Wirtspflanze; die aus den Eiern geschlüpften Junglarven fressen sich in Richtung Wurzel vor, überwintern in den Stengeln und verlassen diese im Frühjahr um sich einzeln in neue Binsenstengel einzubohren. Wenn sie die Wurzel erreicht haben, wechseln sie in andere Stengel. Zur Verpuppung fressen sie eine Kammer in einen alten Stengel etwas unterhalb des Horizonts der umgebenden Vegetation. Falter E7-E8; die Männchen fliegen bes. vor Einbruch der Dämmerung in geringer Höhe über den Moorwiesen. Die Weibchen fliegen selten und sitzen meist auf den Raupenfutterpflanzen.
<i>Sedina buettneri</i> O. HERING, 1858 Büttners Schrägflügleule	2	Nur noch in Nordbayern im Maingebiet nachgewiesen. Die Raupe miniert anfangs in den Blättern, später in den Stengeln von <i>Carex acutiformis</i> und <i>Glyceria maxima</i> , wo sie sich 2-3 Wochen verpuppt. Falter E9-M10.
<i>Scopula caricaria</i> REUTTI, 1853 Weißer Seidenglanzspanner	2	Nur noch in Südbayern nachgewiesen, hier in den Alpen und im Alpenvorland. Die Raupe (8-W-6) soll in Niedermooren u.a. an <i>Centaurea jacea</i> leben. Fliegt E6-E7.
RL 2 Stark gefährdet		
<i>Simyra albovenosa</i> GOEZE, 1781 Goezes Röhrichteule	3	In Nordbayern v.a. im Donautal, in Südbayern auf den Isar-Inn-Schotterplatten. <i>Simyra albovenosa</i> soll Röhrichtzonen an Ufern, Flachmoore, hochwüchsige Moorwiesen und Stromtalwiesen besiedeln. Die Raupe ist polyphag; u.a. werden <i>Carex</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> und <i>Lythrum salicaria</i> als Futterpflanzen angegeben. Nach HEATH & EMMET (1983: 142) leben die Raupen dagegen normalerweise v.a. an Blättern von <i>Phragmites communis</i> und <i>Carex elata</i> . Verpuppung unter der Wirtspflanze bzw. in der Streu. Falter der ersten Generation M5-A6, die der zweiten A7-M8. Raupe 8-10 und 6-A7.

Fortsetzung Tabelle 1/20

Art	RL BRD	Verbreitung/Autökologie
<i>Perizoma sagittatum</i> FABRICIUS, 1787 Wiesenrauten-Blattspanner	1	In Nordbayern nur noch im Donauroum vorkommend, in Südbayern etwas häufiger (RL 3). Die Raupe lebt in Moorigen an <i>Thalictrum</i> (8-9); Falter M6-M8. Nach CZADEK (mdl.) v.a. an Streuwiesenträndern; hier z.B. an <i>T. flavum</i> und <i>T. simplex ssp. galioides</i> (wechsel-trockene Molinieten).
RL 3 Gefährdet		
<i>Phragmataecia castanae</i> HÜBNER, 1790 Schilfrohrbohrer	3	In Nordbayern vom Aussterben bedroht und nur noch im Donautal bekannt, in Südbayern noch häufiger, aber auch bereits rückläufig. Der Schilfrohrbohrer bewohnt <i>Phragmites communis</i> -Bestände in der Röhrichtzone von Gewässerufeln, aber auch in Moorigen, die längerer Überflutung im Frühjahr ausgesetzt sind. Die Raupe lebt im Rohrschaft nahe der Wurzel, wo sie auch überwintert. Bewohnte Stengel werden brüchig. Falterflugzeit von E5-A8.
<i>Spilosoma urticae</i> ESPER, 1789 Nesselbär, Moorigen-Weißbär	-	Der Nesselbär ist in Nordbayern bereits stark gefährdet, aber auch in Südbayern rückläufig (4R). Er ist typisch für Hochstaudenfluren moorigen Wiesen in warmen Tälern niedriger Lagen. Die Falter sind nachtaktiv. Als Raupenfutterpflanzen der polyphagen Raupen werden z.B. <i>Urtica dioica</i> , <i>Lamium</i> , <i>Rumex</i> und auch <i>Menyanthes</i> angegeben. HEATH & EMMET (1983: 104) nennen u.a. <i>Mentha</i> und <i>Lysimachia vulgaris</i> .
<i>Zygaena trifolii</i> ESPER, 1783 Klee-Widderchen	-	Das Klee-Widderchen kommt in Kalkmagerrasen, wie auch im Niedermoorbereich vor (ausgesprochener Offenlandbewohner). In Südbayern ist es stark gefährdet, in Nordbayern ist es in Kalkmagerrasen noch vergleichsweise häufiger anzutreffen, aber ebenfalls im Rückgang begriffen (4R). Die Raupe lebt an <i>Lotus comiculatus</i> und <i>Lotus uliginosus</i> und überwintert meist zweimal.
<i>Amphipoea lucens</i> FREYER, 1845 Glänzende Stengeleule	4	In Nordbayern bereits vom Aussterben bedroht, in Südbayern in warmen Lagen vergleichsweise noch häufiger (4R). Die Glänzende Stengeleule lebt in Pfeifengrasbeständen im Nieder- und Hochmoorbereich. Falter A7-M8. Die Raupe lebt mutmaßlich ausschließlich an Pfeifengras, wo sie nach HEATH & EMMET (1983: 234) an den Wurzeln und in den unteren Pflanzenteilen frisst.
<i>Athetis palustris</i> HÜBNER, 1808 Graue Sumpfeule	2	Typische Habitate sind niederwüchsige Niedermoorwiesen. Die Raupe gilt als polyphag. HEATH & EMMET (1983: 285) geben als Hauptfutterpflanze <i>Filipendula ulmaria</i> an. Verpuppung im Mai, nach der Überwinterung am Boden. Falter fliegen meist M5-M6.
<i>Chilodes maritimus</i> TAUSCHER, 1806 Schmalflügelige Schilfeule	2	In Südbayern noch häufiger als in Nordbayern. Lebt in meist ausgedehnten Schilfbeständen an Gewässerufeln, sowie in verschilften Niedermoorwiesen. Die Raupe frisst in Schilfhalm, vor der Überwinterung das Stengelmark, im Frühjahr dagegen v.a. Insektenlarven und -puppen. Nach HEATH & EMMET (1983: 283) vermag die Raupe nicht selbständig in geschlossene Halme einzudringen, ist also auf bereits abgebrochene Halme angewiesen. Falter M6-M8.
<i>Macrochilo cribrumalis</i> HÜBNER, 1793 Sumpfgras-Schnauzeneule	3	Ufer, Niedermoore. Kommt nur noch in Nordbayern vor (v.a. Donauroum). Autökologie kaum bekannt; die Raupe soll an Gräsern leben (8-W-5). HEATH & EMMET (1983: 339) nennen neben Seggen und Gräsern auch <i>Salix</i> . Puppe in der Moosschicht. Falter M6-A8.
<i>Phragmitiphila nexa</i> HÜBNER, 1808 Wasserschwaden-Röhrichteule	2	In Nordbayern stark gefährdet (Schwerpunkt Donauroum), in Südbayern rückläufig. Lebt an Ufern und in Mooren. Die Raupenentwicklung findet in den Stengeln von <i>Glyceria maxima</i> , <i>Typha</i> und <i>Carex</i> -Arten statt (10-W-8). Falter E8-E9.

Fortsetzung Tabelle 1/20

Art	RL BRD	Verbreitung/Autökologie
<i>Calamia tridens</i> HUFNAGEL, 1766 Grüneule	3	Trockenrasenart, nach CZADEK (mdl.) auch in Niedermooren an <i>Festuca</i> (Raupenentwicklung an den Wurzeln); Herbstmahd entzieht der Jungraupe (Eiablage E7-A8) die Nahrungsgrundlage; es werden daher Streuwiesenbrachen besiedelt.
4R Potentiell gefährdet durch Rückgang		
<i>Adscita stactices</i> LINNAEUS, 1758 Frischwiesen- Grünwiderchen		In Südbayern bereits gefährdet (Gef.Grad 3, Schwerpunkt im Alpenvorland). <i>Adscita stactices</i> kommt in bodensauren Magerrasen, als auch im Feucht- und Streuwiesenbereich der Niedermoore vor. Als Raupennahrung werden v.a. <i>Rumex acetosa</i> und <i>Rumex acetosella</i> angegeben. Falterflugzeit von (A6-) E6-M7 (-E7). Im NSG "Ammersee Südufer" fliegt die Art z.B. insbesondere auf einer stark von <i>CALTHION</i> -Arten durchsetzten Streuwiese.
<i>Archanara geminipunctata</i> HAWORTH, 1809 Zweipunkt-Schilfeule		In Nordbayern noch häufiger, tritt aber auch z.B. im Alpenvorland auf (CZADEK mdl.). Die Zweipunkt-Schilfeule tritt in Schilfbeständen auf wechselltrockenen bis nassen, aber nicht überfluteten Böden auf, insbesondere an Gewässern, aber auch in verschilften Niedermoorwiesen. Die Raupen leben bis Mitte Juli ausschließlich in den oberen Halmteilen von <i>Phragmites communis</i> , die Verpuppung erfolgt anschließend im untersten Internodium. Die Falter fliegen (A8-) M8-E8 (-M9). Aus England sind Kolonien bekannt, die sich in kleinen Schilfbeständen aus wenigen Pflanzen halten können (HEATH & EMMET 1983: 255).
<i>Deltote bankiana</i> FABRICIUS, 1775 Silbereulchen		In Südbayern noch etwas häufiger. Lebt auf Niedermoorwiesen und in Hochstaudensäumen an Bächen und Gräben. Als Raupenfutterpflanzen werden <i>Carex</i> -, <i>Cyperus</i> - und <i>Poa</i> -Arten und <i>Calamagrostis epigejos</i> angegeben (Raupenzeit 8-9). Die Puppe überwintert an der Bodenoberfläche. Falter E5-E7.
<i>Deltote uncula</i> CLERCK, 1759 Riedgras-Motteneulchen	3	In Nordbayern noch nicht gefährdet. Typische Niedermoorart, jedoch nur lokal auftretend (Ammersee, Streuwiesenrelikte im Erdinger Moos). Die kleine Eulenfalterart sitzt tagsüber kopfunter an Halmstrukturen; im NSG "Ammersee Südufer" konnte eine Präferenz für Streuwiesenbereiche mit höherwüchsigen Stengelstrukturen, wie <i>Equisetum</i> - oder Binsenstengeln und locker verschilfte Streuwiesen beobachtet werden. Die Raupe lebt 6-8 an <i>Cyperus</i> - und <i>Carex</i> -Arten (v.a. im Bereich der Blütenstände). Die Puppe überwintert im Boden. Falter M5-A7.
<i>Diachrysia chryson</i> ESPER, 1789 Wasserdostfluren-Goldeule		In Nordbayern gefährdet (Gef.Grad 3), in Südbayern noch ungefährdet. Die Art besiedelt Hochstaudenfluren mit <i>Eupatorium cannabinum</i> , an dem die Raupe lebt (9-W-M6), z.B. in Niedermooren. Diese überwintert. Verpuppung unter Blättern der Futterpflanze. Falter fliegen E6-8.
<i>Mythimna straminea</i> TREITSCHKE, 1825 Rötlichgelbe Schilfrohreule	3	In Südbayern gefährdet (Gef.Grad 3) in Nordbayern noch häufiger (4R). <i>Mythimna straminea</i> lebt in größeren, nicht überfluteten Schilfröhrichten. Die Raupe frißt im Mark der Schilfhalme, überwintert dort und verpuppt sich im Mai. Die Art kommt überwiegend in Tälern größerer Flüsse und im Flachland vor, da sie etwas wärmeliebend ist.
<i>Plusia festucae</i> LINNAEUS, 1758 Goldeule	4	Die Goldeule lebt an Ufern, aber auch in Niedermooren. Sie ist in Nordbayern noch ungefährdet. In Südbayern (auch) in kühleren Lagen, nach CZADEK (mdl.) eher boreo-alpiner Verbreitungsschwerpunkt. Als Futterpflanzen der polyphagen Raupe wurden u.a. <i>Phragmites</i> und <i>Carex</i> -Arten (v.a. <i>Carex elata</i> , <i>Carex flacca</i> , <i>Carex vesicaria</i> , <i>Carex panicea</i>) festgestellt. Raupe 9-W-5 und 6-8; die Jungraupen der ersten Generation überwintern an der Basis der Futterpflanzen und verpuppen sich später in einem zusammengefalteten Blatt. Falter M5-E6 und E7-E9.

Fortsetzung Tabelle 1/20

Art	RL BRD	Verbreitung/Autökologie
<i>Plusia putamni gracilis</i> LEMPKE, 1966 Zierliche Goldeule	3	In Südbayern vermutlich noch ungefährdet. Oft mit der vorigen Art verwechselt. Über die Autökologie ist daher kaum etwas bekannt. Fliegt nach CZADEK (mdl.) oft gemeinsam mit voriger Art, kommt z.B. im Kontaktbereich von Hochmooren und Streuwiesengebieten vor.
<i>Anticlix sparsatus</i> TREITSCHKE, 1828 Gilbweiderichspanner	3	Die Raupe lebt (7-A9) an <i>Lysimachia vulgaris</i> . Falter E5-A8.
<i>Orthonama vittata</i> BORKHAUSEN, 1794 Sumpflabkraut- Blattspanner	4	Die Raupe lebt in Moorwiesen v.a. an <i>Galium palustre</i> , daneben werden auch <i>Galium mollugo</i> und sogar <i>Menyanthes</i> angegeben. Bildet zwei Jahresgenerationen: Raupe 9-W-5 und 7, Falter E5-A7 und E7-M9.
4S Potentiell gefährdet wegen Seltenheit		
<i>Oligia fascinuncula</i> HAWORTH, 1809 Westliches Moorwiesen- Halmeulchen		Nur in der Rhön, im Frankenwald und im Fichtelgebirge. Die Raupe lebt an <i>Deschampsia</i> und <i>Glyceria</i> in Flachmooren, Auen und Moorwäldern. Verpuppung in der Streu. Imago 6-7.

zuzuordnen. Die Zahl der in die Rote Liste aufgenommenen Niedermoorarten aus diesen Schmetterlingsgruppen ist gering, verglichen mit der Anzahl an Trockenbiotop-Bewohnern. Da sich aber darunter einige Arten befinden, aus deren Autökologie sich für die Entwicklung von Pflegekonzepten wichtige Hinweise ergeben, sollen die an Schilf gebundenen Arten, wie Schilfweiden, Schilfbohrer und einige "Kleinschmetterlinge", sollen sie in Tab.1/20 (S. 124) vorgestellt werden (Angaben zur Autökologie überwiegend nach BERGMANN 1951-1955, ergänzt durch KOCH 1984).

Weiterhin sind eine Vielzahl von sogenannten "Kleinschmetterlingen" im Lebensraum Streuwiese zu finden. Da diese Schmetterlinge sehr oft enge Habitatbindungen aufweisen, ist von einer größeren Zahl "streuwiesengebundener" Arten auszugehen. Auch hier fehlen meist eingehendere autökologische Angaben. In Bayern vorkommende "Kleinschmetterlinge" sind z.B. *Chilo fragmitella* HÜBNER, 1810 an *Phragmites*; *Acigonia cicatrella* HÜBNER, 1824 an *Scirpus* und *Phragmites*; *Orthotaelia sparganiella* THUNBERG, 1794 an *Sparganium*, *Typha* u.a.

Hautflügler (HYMENOPTERA)

• Blattwespen (SYMPHYTA)

Eine wichtige Phytophagengruppe der Streuwiesen sind die Blattwespen. Nach KRAUS (1992) ist die überwiegende Mehrzahl der Larven der bayerischen Blattwespenarten mono- oder oligophag. Da Details über die Ansprüche an bestimmte Habitatquellen fehlen, soll eine tabellarische Zusammenstellung gefährdeter Blattwespen-Arten, die in Streuwiesen

vorkommen können, unter Angabe ihrer Wirtspflanzen, hier genügen (s. Tab.1/21, S. 128).

• Wildbienen (APIDAE)

Als Nistplatz für Wildbienen kommen röhrichtfreie Feuchtgrünländer nicht in Frage (vgl. WESTRICH 1989a: 31). Erst wenn sich bei Mahd in größeren Abständen oder nach dem Brachfallen Locker-schilfbestände bilden, können sich typische, in Schilfbereichen siedelnde Wildbienenarten einstellen.

Schilfröhrichte sind zwar arm an Wildbienenarten, weisen jedoch einige Spezialisten mit enger Bindung an diesen Lebensraum auf. Sie nisten in von der Schilfgallenfliege (*Lipara lucens*, Halmfliegen-*Chlorophoridae*) erzeugten, aber nach deren Schlüpfen verlassenen Zigarregallen in 70-100 cm Höhe an den Halmdenden (von Wildbienen besetzte Gallen zeigen oben meist von Blaumeisen pinselartig zerfranste Enden, wenn die Larven in den oberen Brutzellen erbeutet wurden (vgl. Abb.1/10, S. 129).

Bedeutsam ist, daß die Schilfgallenfliege hohe *Phragmites*-Bestände an Gewässerrändern meidet und nur lockeres und nicht so hochwüchsiges "Landschilf", insbesondere in Streuwiesenbrachen, befällt (WESTRICH 1989a: 30).

• *Prosopis pectoralis* FÖRSTER, 1871 RL Bayern: 2

Nistet fast ausschließlich in verlassenen Schilfgallenfliegen-Gallen, selten auch in offenen Schilfhalm (oder dünnen Brombeerranken). Die Nahrungshabitate sind Feucht- und Streuwiesenflächen in Kontakt zu den Bruthabitaten. Hier sammelt sie von

Tabelle 1/21

In Streuwiesen-Lebensräumen vorkommende Blattwespen-Arten und ihre Wirtspflanzen (Angaben zusammengestellt aus KRAUS 1992)

Art	Wirtspflanze
Vom Aussterben bedroht:	
<i>Pachyprotasis nigronotata</i> KRIECHBAUMER	<i>Plantago, Mentha</i>
Stark gefährdet:	
<i>Aglaostigma langei</i> KONOW	<i>Epilobium palustre, Epilobium angustifolium</i>
<i>Dolerus megapterus</i> CAMERON	<i>Cyperaceae</i>
<i>Dolerus yukonensis</i> NORTON	<i>Equisetum</i>
<i>Euthomostethus punctatus</i> KLUG	<i>Carex</i>
<i>Loderus pratorum</i> FALLEN	<i>Equisetum</i>
<i>Pseudodineura enslini</i> HERING	<i>Trollius europaeus</i>
<i>Selandria sixii</i> VOLLENHOVEN	<i>Carex, Juncus, Scirpus</i>
<i>Tenthredo moniliata</i> KLUG	<i>Menyanthes trifoliata</i> u.a.
Gefährdet:	
<i>Abia sencea</i> LINNE	<i>Succisia pratensis, Knautia arvensis</i>
<i>Brachythops flavens</i> KLUG	<i>Carex</i>
<i>Brachythops wuestneii</i> KONOW	<i>Carex</i>
<i>Dolerus anticus</i> KLUG	<i>Elochans palustris</i>
<i>Dolerus bimaculatus</i> GEOFFROY	<i>Equisetum palustre</i>
<i>Dolerus cothurnatus</i> LEPELTIER	<i>Equisetum palustre, Equisetum fluviatile</i>
<i>Dolerus pratensis</i> LINNE	<i>Equisetum</i>
<i>Dolerus uliginosus</i> KLUG	<i>Juncus</i>
<i>Eutomostethus luteinervis</i> KLUG	<i>Juncus effusus</i>
<i>Monophadnoides punctipes</i> KONOW	<i>Sanguisorba</i>
<i>Pachyprotasis antennata</i> SCHRANK	<i>Filipendula (Senecio fuchsii)</i>
<i>Pachynematus kirbyi</i> DAHLBOM	<i>Carex</i>
Potentiell gefährdet:	
<i>Dolerus germanicus</i> FABRICIUS	<i>Equisetum palustre, Equisetum arvense</i>
<i>Dolerus gessneri</i> ANDRE	<i>Equisetum palustre</i> und andere <i>Equisetum</i> -Arten
<i>Dolerus madidus</i> KLUG	<i>Juncus effusus</i>
<i>Monophadnoides geniculata</i> HARTIG	<i>Filipendula (Geum)</i>

Mitte Juni bis Anfang September v.a. die Pollen von *Cirsium palustre*, *Lythrum salicaria*, *Potentilla*, *Scrophularia nodosa*. Überwinterung als Ruhelarve in den Gallen. Zur Problematik der Mahd von Landschilfbeständen siehe unten. Bei Streuwiesenmahd ab September hat *Prosopis pectoralis* die Möglichkeit, den Eintrag von Pollen in die Brutzellen zu vollenden.

- **Melitta nigricans** ALFKEN, 1905
RL Bayern: 2

Lythrum salicaria ist in unseren Breiten die einzige Pollenquelle für *Melitta nigricans*. Ihr Vorkommen an Graben- und Bachrändern, Seeufern und auf

Streuwiesen ist nur möglich, wenn reiche und bis Ende August (Flugzeit Ende Juli bis Ende August) ungemähte Blutweiderichbestände vorhanden sind und außerdem geeignete Nistgelegenheiten zur Verfügung stehen. Nester werden in trockeneren Kontaktbiotopen, wie Böschungen (z.B. von Dämmen), Abbruchkanten in sandigem bis lehmigem Boden gegraben.

- **Bombus muscorum** LINNAEUS, 1758
RL Bayern: 2

Die Mooshummel ist eine Offenlandart, die besonders Feuchtgebiete besiedelt. Sie nistet oberirdisch

in Grasbüscheln. Die Weibchen überwintern und fliegen Ende März bis Anfang April, die neue Generation erscheint ab Mitte Juli. Weites Pollenquellspektrum.

• Sonstige Bienen

Die Maskenbiene *Prosopis gracilicornis* und die Mauerbiene *Osmia leucomelana* (beide RL Bayern 4R) nisten gelegentlich ebenfalls in alten Gallen, haben ihre Schwerpunktorkommen aber in trockenen Lebensräumen z.B. in Ruderalfluren, Weinbergsbrachen, wo sie v.a. in Brombeerranken nisten.

Die Internodien offener (abgebrochener) vorjähriger Schilfhalme bieten den Blattschneiderbienen *Megachile centuncularis* und *Megachile versicolor* sowie der Maskenbiene *Prosopis pectoralis* Nistgelegenheiten.

Radikales Abmähen lückiger Landschilfbestände, wie auch Abbrennen von Schilfröhrichten im Frühjahr führt zum Zusammenbruch der Populationen der Schilfbrüter, da die Hautflüglerbrut in den Halmen überwintert. Nach WESTRICH (1989a:30) ist es für die ungestörte Entwicklung der Lebensgemeinschaft der Gallen günstig, wenn kleine Teilflächen mit lückigem, niedrigem Schilf von regelmäßiger Mahd verschont bleiben und wechselnd im Rhythmus von etwa vier Jahren gemäht werden.

Als Nahrungshabitat sind Streuwiesen aufgrund ihres hohen und kontinuierlichen Blütenangebotes für viele weitere Wildbienenarten attraktiv, v.a. im Hoch- und Spätsommer, wenn im oft intensiv genutzten Umfeld auf Äckern und Wirtschaftswiesen große Blütenarmut herrscht. Das Nistplatzangebot der Kontaktbiotope beeinflusst die Zusammensetzung der Blütenbesucher wesentlich. Nachfolgend seien einige für Streuwiesen typische und als Pollenquellen für Wildbienen attraktive Pflanzenarten aufgeführt (WESTRICH 1989a: 361ff.):

<i>Centaurea jacea</i>	<i>Cirsium palustre</i>
<i>Inula salicina</i>	<i>Lotus uliginosus</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Potentilla erecta</i>	<i>Scabiosa columbaria</i>
<i>Scorzonera humilis</i>	<i>Stachys palustris</i>
<i>Succisa pratensis</i>	

Als Beispiel sei die Niedrige Schwarzwurzel herausgegriffen. An *Scorzonera humilis* sammelt z.B. die auf Korbblütler spezialisierte *Andrena fulvago* (RL Bayern 3), die v.a. an Waldrändern und in trockenen Fettwiesen (v.a. dort, wo magere Wiesen an reich strukturierte, "historische" Waldränder grenzen) an schütter bewachsenen Stellen in horizontaler Lage oder an Böschungen in selbstgegrabenen Hohlräumen nistet.

Ebenfalls Bodennester - bevorzugt an vegetationsarmen Stellen sandiger Böden - legt *Panurgus banksianus* (RL Bayern 3) an Waldrändern, Ruderalstellen etc. an. Auch sie ist auf Asteraceen spezialisiert und sammelt u.a. an *Scorzonera humilis*. An der selben Pflanze sammelt auch die nahrungsökologisch unspezialisierte *Lasioglossum albipes*, eine bodennistende Wildbienenart, die ihr Nest in vege-

tationsarmen bis -freien Partien horizontaler oder schwach geneigter Flächen gräbt (ohne Bevorzugung bestimmter Bodenarten). Die Nester z.B. können an Waldrändern, in Kalkmagerrasen oder auf Dämmen liegen.

• Grabwespen (SPHECIDAE)

Unter den Grabwespen befinden sich einige typische und gefährdete Feuchtgebiets-Bewohner. Der "Eintagsfliegenjäger" (*Crossocerus walkeri*, RL Bayern 2) ist zum Nisten auf Totholz angewiesen (xylobiont), die Fliegengrabwespen-Arten *Ectemnius confinis* und *Rhopalum gracile* (beide RL Bayern 3) nisten in offenen, vorjährigen Schilfstengeln. Nach PREUSS (1980) bevorzugt gerade *Ectemnius confinis* *Phragmites*-Bestände an Land gegenüber Röhrichtzonen an Gewässeruferrn.

• Käfer (COLEOPTERA)

HOFFMANN (1980) konnte bei ihren Untersuchungen in einem ehemals zur Streugewinnung genutzten Seggenried auf einer 900 qm großen Fläche 102 Arten dieser in Mitteleuropa am artenreichsten vertretenen Insektengruppe nachweisen. Daraus wird bereits ersichtlich, daß hier nur eine kleine Auswahl aus der großen Zahl Streuwiesen bewohnender Käfer vorgestellt werden kann. Exemplarisch werden

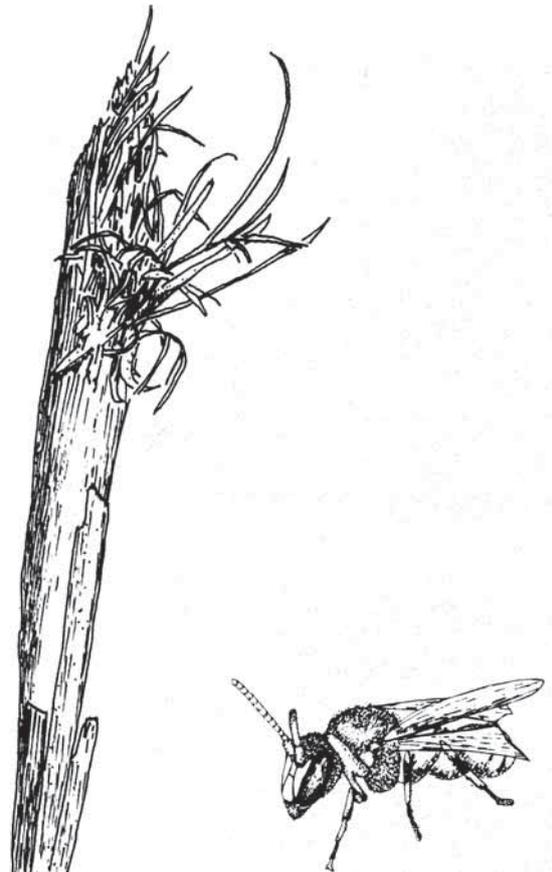


Abbildung 1/10

Die von der Schilfgallenfliege in Streuwiesenbrachen erzeugten "Zigarrengallen" sind auch von Nicht-Entomologen leicht zu erkennen. Weisen sie pinselartig zerfetzte Enden auf, bergen sie oft Nester von *Hylaeus pectoralis* oder anderer Hautflügler-"Nachmieter"

hier einige Laufkäfer herausgegriffen (Angaben nach LORENZ 1992 mdl.).

- **Langhals-Laufkäfer, Sumpf-Halsläufer**
(*Odacantha melanura* L.)

Diese in Bayern stark gefährdete Laufkäferart besiedelt ausschließlich Verlandungszonen von Stillgewässern und Niedermoorflächen mit stark vertikal strukturierter Vegetation wie locker verschilfte Streuwiesen (siehe Abbildung eines typischen Habitats von *Odacantha melanura* in TRAUTNER 1992) und Großseggenbestände.

Die aktuellen Vorkommen in Bayern sind inselartig isoliert. Die Überwinterung erfolgt im Imagonalstadium in Blattscheiden und hohlen Schilfstengeln, der Käfer ist also darauf angewiesen, daß bei der Mahd verschilfter Streuwiesen Teilbereiche als Überwinterungshabitate ausgespart bleiben.

Der Langhals-Laufkäfer ist auffallenderweise nur noch in großflächigen Niedermooren und Verlandungskomplexen zu finden. Nach LORENZ (1992 mdl.) deutet dies darauf hin, daß isolierte Populationen dieser Art einem besonders hohen Aussterberisiko unterliegen. *Odacantha melanura* ist als ausbreitungsschwach anzusehen, er gilt als Zeiger für lange Faunentradition.

Der Zierliche Glanzlaufkäfer (*Agonum gracile*, RL Bayern 3) ist eine ausgesprochen hygrophile Laufkäferart nasser, weicher Moorböden mit tiefer Bodenstreu aus abgestorbenen Pflanzenteilen. Auch der Röhricht-Glanzläuferkäfer (*Agonum thoreyi*, RL Bayern 4R), der vielfach auch zusammen mit *Agonum gracile* auftritt, ist stark hygrophil und lebt ausschließlich in Schilfröhrichten und dichter verschilften Streuwiesen mit ausgeprägter, feuchter Bodenstreulage.

Zur ökologischen Gilde der "hygrophilen Streubodenarten" können weiterhin z.B. die noch nicht gefährdeten Arten **Kleiner Moor-Schulterlaufkäfer** (*Pterostichus diligens*), **Kohlschwarzer Schulterlaufkäfer** (*Pterostichus anthracinus*), **Kleiner Schulterlaufkäfer** (*Pterostichus minor*), **Pechschwarzer Glanzlaufkäfer** (*Agonum fuliginosum*), **Gewöhnlicher Sumpflaufkäfer** (*Oodes helioides*) und **Gezeichneter Kletterlaufkäfer** (*Philorhizus sigma*) zugeordnet werden. Viele Arten dieser Gruppe ziehen sich, wie z.B. auch der Röhricht-Glanzlaufkäfer, zur Überwinterung und bei Überflutungen an trockenere, erhöhte Stellen zurück, vor allem an die Stammbasis von Gehölzen, oder sie klettern sogar an diesen empor und überwintern unter Rinden. Die Lebensräume müssen andererseits auch Rückzugsbereiche aufweisen (Gräben, Mulden), die sogar in außergewöhnlich trockenen Sommern noch die für diese hygrophilen Arten essentielle hohe Feuchtigkeit bieten. Für nicht flugfähige Arten ist dabei eine enge räumliche Zuordnung dieser Habitatkomponenten notwendig.

Der **Breite Wanderlaufkäfer** (*Badister dilatatus*, RL Bayern 3) und der **Schilf-Wanderlaufkäfer** (*Badister peltatus*, RL Bayern 3) stellen sehr ähnliche Lebensraumansprüche. Ihr Habitat sind ebenfalls nasse, weiche Moorböden mit feuchter Lage

aus abgestorbenen Schilfhalmen, doch bevorzugen sie dabei den lichten Schatten von (z.B. Weiden-) Gebüsch. Wälder werden dagegen gemieden. Späte Brachestadien von Streuwiesen sind als Lebensräume geeignet.

Der **Gewöhnliche Scheunenlaufkäfer** (*Demetrias monostigma*, RL Bayern 4R) lebt nicht am Boden wie die meisten Laufkäferarten, sondern in der Krautschicht von Niedermoorwiesen. Oft ist er auf höheren, auch bei Starkregen aus dem Wasser ragenden Grashorsten anzutreffen, in die er sich auch zur Überwinterung zurückzieht.

Als Beispiel für eine weitere in Streuwiesen-Lebensräumen auftretende ökologische Gilde, die "Naßstellen-Pioniere", sei **Doris' Ahlenläufer** (*Bembidion doris*, RL Bayern 4R) genannt. Er ist auf Schlamm Boden spezialisiert und ist charakteristisch für trockenfallende Moorgräben, wo *Bembidion doris* sich bevorzugt an leicht beschatteten Stellen, z.B. unter Seggenbüten oder im lichten Schatten am Grabenrand stehender Gehölze aufhält. Naßstellen-Pioniere sind hygrophile, meist lichtliebende und gut flugfähige Arten, die eng an weitgehend vegetationsfreie, nasse Bodenstellen gebunden sind. Solche Habitatstrukturen können in Streuwiesen-Lebensräumen z.B. durch regelmäßige Überflutung oder durch Nutzungseinflüsse bedingt sein (Wagenspuren, Mähgerät-Wendeplätze, Niedermoorortfstiche, Grabenräumung). Die Naßstellen-Pioniere sind auf natürliche oder anthropogene "Standortsdynamik" angewiesen, ihr Überleben hängt im letzteren Fall unmittelbar von der Fortführung der Nutzung oder Pflege ab.

- **Libellen (ODONATA)**

Streuwiesen werden von den Imagines zahlreicher Libellenarten, deren Larven sich in benachbarten oder in Streuwiesen-Komplexe eingebetteten Kleingewässern, Teichen oder Fließgewässern entwickeln, als Jagdlebensräume genutzt. Kleingewässer in Nieder- und Zwischenmoorbereichen sind z.B. bevorzugte Reproduktionshabitate für die **Arktische Smaragdlibelle** (*Somatochlora arctica*) und die **Zwerglibelle** (*Nehalennia speciosa*) (vgl. Kap. 1.5 im LPK-Band II.8 "Kleingewässer"). Niedermoorgräben sind Schwerpunkthabitate u.a. für die vom Aussterben bedrohte **Vogel-Azurjungfer** (*Coenagrion ornatum*; v.a. Donaumoos, Ries), regional (Nordbayern) auch für die stark gefährdete **Gebänderte Heidelibelle** (*Sympetrum pedemontanum*) und des gefährdeten **Südlichen Blaupfeil** (*Orthemtrum brunneum*) (vgl. Kap. 1.5 im LPK-Band II.10 "Gräben").

Da die Verfügbarkeit von Streuwiesen als Nahungshabitat jedoch nur in Ausnahmefällen als limitierender Faktor in Betracht kommt, sind die pflege-relevanten Aspekte der Autökologie in den jeweiligen Lebensraumtypen-Bänden des LPK dargestellt. Die **Gestreifte Quelljungfer** (*Cordulegaster bidentatus*, RL Bayern 1) besiedelt ausschließlich die unmittelbaren Quellbereiche von Fließgewässern und ist daher im LPK-Band II.19 "Bäche und Bachufer" ausführlicher behandelt. Hier soll der Hinweis

genügen, daß als Habitate vielfach winzige Quellrinnale im Bereich von Hangquellmooren dienen (besonders typisch sind Quellaustritte mit Kalktuffablagerungen), die in Kontakt mit Streuwiesen-Lebensraumkomplexen stehen können.

Einige wenige Arten zeigen eine derart enge Bindung an Kalkquellmoore bzw. Streuwiesen-Komplexe, daß sie hier kurz charakterisiert werden sollen:

- **Späte Adonislibelle (*Ceriagrion tenellum*)**

Aus Bayern wurde die Art nur viermal gemeldet; inzwischen ist die Art verschollen. Sie kommt in Baden-Württemberg noch in Schlenken in Mehlprimel-Kopfbinsen-Gesellschaften im Bereich von Sickerquellen vor, die trotz nur sehr flachen Wasserstandes (1-5cm) nie völlig zufrieren, weil sie über einer mächtigen, bis zu 40cm starken Schicht aus breiig-lockerem Kalkschlamm liegen.

- **Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) und Kleiner Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*)**

Coenagrion mercuriale (RL Bayern 1) und *Orthetrum coerulescens* (RL Bayern 2) besiedeln beide bevorzugt saubere, flache, schwach fließende Quellrinnale und leicht durchströmte Schlenken in Kalkquellmooren, bis hin zu kleinen Bächen und Gräben in Niedermooren (hier Eiablage bevorzugt in Stengel von *Sium erectum*). Vermutlich spielt die in diesen Gewässern recht konstante Wassertemperatur eine wichtige Rolle bei der Habitatbindung (Eisfreiheit!). Vor allem die Helm-Azurjungfer reagiert mutmaßlich sehr empfindlich auf Nährstoff- und Pestizideintrag; Populationen isolierter, nicht mehr in ein intensiv genutztes Umfeld eingebetteter Gewässer unterliegen einem erhöhten Aussterberisiko (so existieren nur noch zwei Reliktpopulationen der ehemaligen Artvorkommen des ehemals riesigen, heute auf kleinste Reste zusammengeschnittenen Dachauer Moores im Gebiet des Schwarzhölzels). Noch regelmäßig genutzte Streuwiesen sind dabei als "Pufferbereiche" geeigneter als Brachen, da die notwendige, intensive Besonnung der Quellbäche nur bei niederwüchsiger Vegetationsstruktur gewährleistet ist.

- **Gefleckte Smaragdlibelle (*Somatochlora flavomaculata* V.D.LIN)**
RL BRD: - ; RL Bayern: 2

Die Verbreitungsschwerpunkte der Gefleckten Smaragdlibelle liegen im Alpenvorland und im Donauried, sonst ist sie selten bzw. fehlt in vielen Gebieten.

Die Gefleckte Smaragdlibelle ist eng an Niedermoorlebensräume gebunden. Die Larvalhabitate der Gefleckten Smaragdlibelle liegen im Alpenvorland vorwiegend in Niedermoorgräben, die häufig von Schilf oder Hochstauden gesäumt, zugleich aber noch relativ stark besonnt sind (träge fließende und verwachsene Entwässerungsgräben in Hochmoorbereichen werden ebenfalls angenommen). Vermutlich ist auch eine geschützte Lage der Larvengewässer

ser günstig, z.B. im Nahbereich von Waldrändern oder Sukzessionsgebüsch. Eiablagen erfolgen auch in feuchten, schlenkenartigen Bereichen von Streuwiesen und Kleinseggenriedern (z.B. in Mehlprimel-Kopfbinsenriedern nach BUCHWALD 1983). In Streuwiesen mit eingestreuten, flachen, durch Stauwasser oder Überschwemmungen hervorgerufenen Tümpeln sind oft patrollierende Imagines zu beobachten; diese Flachgewässer sind als Larvalhabitate jedoch nur geeignet, wenn sie nicht zu lange völlig austrocknen. Nach SCHIEMENZ (1953) können die Larven eine Austrocknungsperiode von vier Wochen, nach MÜNCHBERG (1932; in SCHORR 1990) sogar von sechs bis acht Wochen im Bodenschlamm überleben. Vorübergehendes Trockenfallen von Niedermoorgräben wird also mutmaßlich toleriert. Die Larvenentwicklung dauert vermutlich drei Jahre. Überwintert als Larve.

Die Imagines beziehen mehr als viele andere Libellenarten gewässerferne Strukturen in ihren Aktionsraum mit ein: Als Jagdreviere, Partnerfindungsplätze und Sonnplätze werden besonders locker verschilfte Streuwiesen aufgesucht (eigene Beobachtungen), aber auch feuchte Waldlichtungen, Waldränder oder Faulbaum-Weidengebüsch.

Die Gefleckte Smaragdlibelle ist ein guter Indikator für den Wasserhaushalt von Niedermooren im Jahresverlauf. Sie ist von einem hohen Grundwasserstand unmittelbar abhängig und wird durch entwässerungsbedingte Austrocknungs-Tendenzen lokal in ihrer Existenz gefährdet (längeres Trockenfallen der Larvengewässer).

- **Wanzen (HEMEROPTERA)**

Die Wanzenfauna der Streuwiesen ist bislang nicht systematisch untersucht worden (im Gegensatz zu der einiger Hochmoore). Vielfach fällt es noch schwer, Wanzenarten als "Streuwiesenarten" einzustufen, da die Grenze zur Wanzenfauna der Feuchtwiesen, der Verlandungsgürtel, aber auch der Übergangs- und Hochmoore fließend ist. DRANGMEISTER (1982) ordnete etwa 10% der Wanzen den meso-eutrophen Feuchtgebieten zu. Viele Arten besaugen zumindest während bestimmter Lebensphasen überwiegend die generativen Pflanzenorgane und können ihren Entwicklungszyklus nur bei später Mahd erfolgreich abschließen. An dieser Stelle soll nur eine kleine Auswahl für Streuwiesen nach eigenen Erfahrungen besonders typischer - obgleich z.T. noch nicht als gefährdet eingestuft - Wanzen vorgestellt werden:

Die Weichwanze *Teratocoris paludum* (RL Bayern 1) wurde neuerdings von GÜNTHER (1988) im Sinswanger Moos bei Oberstauen (Oberallgäu) in einem Steifseggenried gefunden. SCHMID (1967, in GÜNTHER 1988) gibt *Carex vesicaria* als Wirtspflanze an. Überwintert im Eistadium; Imago Juli bis September.

Die Weichwanze *Cyrtorrhinus caricis* (RL Bayern 2) wurde ebenfalls vor kurzem von GÜNTHER (1988) im Sinswanger Moos in einem Steifseggenried festgestellt; sie soll an *Carex*-Arten (*Carex rostrata*, *Carex canescens* etc.) räuberisch (möglicherweise von Zikadeneiern) leben, auch *Scirpus*

wird genannt. Die überwiegend im bodennahen Bereich lebende Art überwintert ebenfalls als Ei; Imago Juni bis September.

Die beiden Bodenwanzen *Pachybrachius fracticollis* und *Pachybrachius luridus* (beide RL Bayern 3) können als Charakterarten von Streuwiesen bezeichnet werden und sind auf Moore beschränkt. *Pachybrachius fracticollis* wurde in jüngerer Zeit z.B. im Murnauer Moos, in den Loissachmooren bei Benediktbeuern (SCHUSTER 1987), im NSG "Ammersee Süd" und am Simssee (Eigenbeobachtung) gefunden. Sie hält sich den größten Teil des Jahres im Bodenbereich z.B. in Moospolstern auf. In der Fortpflanzungsperiode (Mai, Juni) ist sie z.B. in großer Zahl auf *Carex rostrata* zu finden, an deren Samen sie saugt. Im NSG "Ammersee Süd" konnte sie in einer Fazies von *Pedicularis palustris* und *Carex rostrata* innerhalb einer Streuwiese beobachtet werden. *Pachybrachius fracticollis* soll aber auch an *Eriophorum* und anderen *Carex*-Arten saugen. Während die Art während des Sommerhalbjahres auch in Bereichen zu finden ist, die im Frühjahr stehendes Wasser aufweisen, weichen die (ab August adulten) Tiere im Winter z.T. offenbar in trockenere Bereiche aus, wo sie in der Streu überwintert. Der nach eigenen Erfahrungen häufigere *Pachybrachius luridus* hat eine sehr ähnliche Lebensweise und ist regelmäßig in Pfeifengrasstreuwiesen anzutreffen, die *Carex*-Bestände aufweisen (daneben wurde sie wiederholt auch in *Sphagnum*-Polstern gefunden und soll in Zwischenmoorbereichen auch an *Rhynchospora alba* saugen).

Eine ähnliche Lebensweise hat *Ligyrocoris silvestris* (RL Bayern 4S), die z.B. von SCHUSTER (1979) Mitte September in einer frisch gemähten Streuwiese im Bichelbauernfilz (Lkr. Weilheim-Schongau) gefunden wurde und ebenfalls von *Carex* sowie *Eriophorum* leben soll und in niederen Lagen offenbar an Hoch- und Zwischenmoore gebunden ist, mit zunehmender Höhe aber Niedermoore bewohnt.

Die Netzwanzenart *Dictyla lupuli* (RL Bayern 4S) lebt ausschließlich an *Myosotis palustris* in Mooren (ebenso *Dictyla convergens*, RL Bayern 4S). Nach GÜNTHER (1988) lebt sie im Sinswanger Moos im Bereich der "Mehlprimel-Sonnentau-Gesellschaft". LIPSKY (1989) sammelte sie auf einer leicht verschilfenden Pfeifengras-Streuweise der Achhalter Wiesen (Simssee). Überwintert als Imago.

Eine reine Feuchtgebietsart ist auch *Rhopalus maculatus* (RL Bayern 4S), der an *Cirsium palustre* und *Comarum palustre* leben soll, aber auch z.B. an den Blütenköpfchen von *Sanguisorba officinalis* saugt (eigene Beobachtungen). Die Imagines sollen zur Überwinterung trockenere Biotope aufsuchen.

Spilostehus saxatilis ist eine für Streuwiesen und Kohldistelwiesen sehr typische Bodenwanzenart, die vorwiegend an reifenden Samen (z.B. von *Cirsium oleraceum* und *Cirsium palustre*) saugt.

Auch die Bodenwanze *Cymus glandicolor* kann als Charakterart von Mooren angesehen werden; auch ist sie ein vorwiegender Samenbesauger (*Carex*-Ar-

ten, z.B. auch *Carex rostrata*). An *Juncus*- (z.B. *Juncus effusus*) und *Carex*-Samen saugt in Feucht- und Streuwiesen weiterhin regelmäßig *Cymus melanocephalus*.

Die auffällig schwarz-rot gemusterte *Eurydema dominulus* lebt ausschließlich in Niedermooren an Kreuzblütlern und saugt vorzugsweise an reifenden Samen. Nach DRANGMEISTER (1982) soll sie im Winter trockenere Habitate aufsuchen und dann am Fuß von Bäumen zu finden sein.

• Zweiflügler (DIPTERA)

In hoher Artenzahl sind Zweiflügler (DIPTERA) in Feuchtgebieten vertreten. Inwieweit Streuwiesen von den Feuchtgebietsarten genutzt werden und welche spezifischen Ansprüche sie dort stellen, ist sogar innerhalb der noch vergleichsweise am besten erforschten Zweiflüglergruppe der Schwebfliegen (*Syrphidae*) kaum bekannt (Angaben nach RÖDER 1990).

In Streuwiesen können sich z.B. die Imagines von Schwebfliegenarten aufhalten, deren Larven sich im Wasser bzw. im Schlamm angrenzender Stillgewässer (Verlandungsmoore) oder Gräben entwickeln. Für die Larven mancher Arten reicht auch feuchte bis nasse Erde oder Bodenstreu (semiaquatische Lebensweise) aus. Daneben finden sich auch Schwebfliegen mit Entwicklung in Pflanzen der Streuwiesen von denen einige als Beispiel genannt werden sollen (Biologie der *Cheilosia*-Arten nach ROTHERAY 1988, in RÖDER 1990: 30):

• Rothorn- oder Sumpf-Zwiebelmondschwebfliege (*Eumerus ruficornis* MG., 1822)

RL Bayern: 1

Fliegt v.a. Mai-Juli in Niedermoorwiesen. Nahrungspflanze der endophytoparasitisch lebenden Larve unbekannt.

• Weiden-Erschwebfliege (*Cheilosia albipila* MG., 1838)

RL Bayern: 4R

Die Larve miniert ab Juni/Juli im unteren Bereich der Stengel von *Cirsium palustre* (wie auch z.B. *Cirsium oleraceum* und weiterer Kompositen). Überwinterung als Puppe im Boden. Schlüpft im Mai. Imago dann v.a. an blühenden Weiden.

• Breite Erschwebfliege (*Cheilosia fraterna* MG., 1830)

RL Bayern: 3

Die Art bildet zwei Generationen pro Jahr aus. Die Eiablage der ersten Generation erfolgt Juni/Anfang Juli, die der zweiten im September an *Cirsium palustre* (auch *Carduus*). Die Larve miniert in Stengeln, Rosetten und Wurzeln und verläßt die Pflanzen zur Verpuppung im Boden (Überwinterung) etwa Mitte Oktober.

• Große Erschwebfliege (*Cheilosia grossa* FALLEN, 1817)

RL Bayern: 3

Eiablage Anfang Mai an die Spitzen junger Stengel von *Cirsium palustre* (sowie anderer *Cirsium*- und

Carduus-Arten). Bis etwa Mitte Oktober haben auch alle Larven dieser Art die Disteln zur Verpuppung im Boden verlassen. Waldnahe Bereiche werden offenbar bevorzugt. Fliegt sehr früh (Anfang März bis Anfang Mai) und besucht dann v.a. Weidenblüten.

- **Stämmige Erzswebfliege**
(*Cheilosia proxima* ZETT., 1843)
RL Bayern: 4R

Die Larven dieser Art leben offenbar nur in den Rosetten der Sumpfdisteln (auch in denen von *Carduus*-Arten). Lebenszyklus ähnlich *Cheilosia grossa*. Imago besucht besonders Umbelliferen.

Da sich i.d.R. nur die Junglarven im oberen Bereich der Stengel minierend aufhalten, sich später aber in die Stengelbasis und in die Wurzel "vorfressen" schadet eine Mahd *Cheilosia albipila*, *Cheilosia fraterna* und *Cheilosia grossa* mutmaßlich auch dann nicht, wenn sie vor Mitte Oktober erfolgt, also bevor alle Larven die Pflanzen verlassen haben. Wird bereits in der ersten Septemberhälfte gemäht, kann dies allerdings zu einem weitgehenden Verlust der Larvenstadien führen, v.a. bei der bivoltinen *Cheilosia fraterna*, da die Larven der zweiten Generation erst Anfang September zu fressen beginnen.

In Streuwiesen können daneben auch Schwebfliegen mit zoophagen Larven vorkommen, z.B. die stark gefährdete und nur lokal verbreitete Rotgelbe Breitfußschwebfliege (*Platycheirus fulviventris*), die Orangelbe Breitfußschwebfliege (*Platycheirus perpallidus*, ebenfalls RL Bayern 2), die gefährdete Schmale Breitfußschwebfliege (*Platycheirus angustatus*). Die Imagines der Breitfußschwebfliegen nehmen bevorzugt Pollen anemochorer Pflanzen auf (v.a. *Poaceae*, *Cyperaceae*), die noch weiter verbreitete Gemeine Breitfußschwebfliege (*Platycheirus clypeatus*) etwa den von *Molinia caerulea*, während ihre Larven zoophag z.B. auf *Phragmites* leben.

1.6 Traditionelle Bewirtschaftung

(Bearbeitet von R. Strohwasser,
unter Mitwirkung von B. Quinger)

1.6.1 Zur Entstehung von Streuwiesen

1.6.1.1 Hypothesen zur Entstehung erster streuwiesenartiger Vegetationsbestände

(Bearbeitet von B. Quinger)

Die Streuwiesen-Gemeinschaften im engeren Sinn sind ausnahmslos vom Menschen geschaffene Lebensgemeinschaften. Natürlich sind lediglich einige Vegetationstypen, in denen Arten der Streuwiesen vorkommen. Zudem dürfte es auch auf natürliche Weise entstandene Pflanzengemeinschaften geben, die in Artenzusammensetzung und Struktur den Streuwiesen recht ähnlich sind, worauf nachfolgend noch näher eingegangen wird.

Als natürlicher Herkunftsort der Streuwiesenpflanzen kommen im Voralpinen Hügel- und Moorland sowie in den Talräumen der Alpen im einzelnen recht unterschiedliche Standorte in Frage:

- **Braunmoosreiche Übergangsmoore:** im Alpenvorland ist in diesem Übergangsmoor-Typ eine große Zahl der Arten anzutreffen, die für Kalk-Kleinseggenrieder charakteristisch sind wie *Schoenus ferrugineus*, *Eriophorum latifolium*, *Carex panicea*, *Primula farinosa*, *Parnassia palustris*, *Leontodon hispidus*, *Liparis loeselii* usw.. Ausführliche Beschreibungen und Tabellen zu diesem Übergangsmoor-Typ sind den Arbeiten von KAULE (1971/1974) zu entnehmen.
- **Lichte minerotrophe Spirkenfilze:** nach eigenen Beobachtungen (QUINGER 1983) oft mit zahlreichen Arten des MOLINION und der Kleinseggenried-Verbände CARICION DAVALLIANAE und CARICION FUSCAE.
- **Natürlich waldfreie, offenbar nur mäßig nährstoffreiche Steifseggenrieder** wie sie z.B. heute im Hohenboigenmoos, dem NW-Teil des Murnauer Mooses zu beobachten sind, mit in Streuwiesen vorkommenden Arten wie *Dactylorhiza incarnata*, *Carex lasiocarpa*, *Carex buxbaumii*, *Iris sibirica*.
- **Ufervegetation von kalk-oligotrophen Quellauflüchse** mit *Schoenus nigricans*, *Juncus subnodulosus*.
- **Stark Grundwasser-beeinflußte Alluvionen und Flutrinnen an praealpinen Flüssen:** oft mit nahezu sämtlichen gebietstypischen Kalkflachmoor-Arten, außerdem mit zahlreichen Arten kalkreicher Pfeifengraswiesen wie *Gentiana asclepiadea*, *Allium suaveolens*, *Succisa pratensis*, *Selinum carvifolia* usw.
- **Noch unbewaldete Durchgangsstadien vom Offenland zum Wald auf nur mäßig stark grundwasserbeeinflußten, wechselfeuchten bis wechselfeltröckenen Alluvionen und entlang von Flutrinnen an praealpinen Flüssen:** hier besitzen Streuwiesen-Arten wie *Cirsium tuberosum*, *Serratula tinctoria*, *Inula salicina*, *Molinia arundinacea* natürliche Wuchsorte.
- **Aufgelichtete Hangrutsche an mergeligen Hängen** mit *Molinia arundinacea*, *Epipactis palustris*, *Gentiana asclepiadea*, *Carex panicea* usw.

Durch Beweidung geschaffene oder wenigstens stark beeinflusste Vegetationsbestände mit Pfeifengras, verschiedenen Kleinseggen oder Kopfbinsen als dominierenden Arten sind vermutlich sehr alt und kamen womöglich sogar natürlich vor. Vor allem entlang der Umlagerungsstrecken großer Flußläufe dürften früher Wildrindherden bei ihren Wanderzügen Lichtungen geschaffen und zeitweise offengehalten haben (vgl. GEISER 1983: 57), in denen neben primären Magerrasen auch streuwiesenartige Vegetationsbestände an grundwasserbeeinflussten Standorten vorkamen.

Die Entstehung erster anthropogener Grünland-Gemeinschaften auf Streuwiesenstandorten dürfte ent-

lang der großen Ströme wie Donau und Main schon im Neolithikum stattgefunden haben, als die Tierhaltung in den europäischen Kulturen sich bereits etabliert hatte (vgl. JANKUHN 1963)). Durch Beweidung wurden Eichen-Kiefernwälder und Eichen(misch)wälder auf wechsellückigen bis wechselfeuchten Standorten und Erlen-Eschenwälder auf feuchten Standorten mutmaßlich so aufgelichtet, daß sich in ihnen streuwiesenartige Vegetationsbestände bilden konnten: auf eher trockenen Standorten Rasen des Rohr-Pfeifengrases (*Molinia arundinacea*), auf eher nassen Stellen Kleinseggenried-Bestände.

Möglicherweise hatten derartige "Ur-Streuwiesen" Ähnlichkeit mit der vom Pfeifengras beherrschten Vegetation auf den Lichtungen, wie sie heute noch in halboffenen Hudewäldern oder in lichtungsreichen, noch betriebenen Mittelwäldern des Grabfeldgaus beobachtet werden können (mit *Serratula tinctoria*, *Laserpitium prutenicum*, *Iris sibirica*).

In lichtungsreichen Schneeheide-Kiefernwäldern der Kramer-Griesberg-Ofenberg-Südflanke bei Garmisch-Partenkirchen, die zum Teil heute noch triftweideartig genutzt werden, lassen sich streuwiesenartige Vegetationsbestände an Schichtquellaustritten studieren, die in ähnlicher Zusammensetzung womöglich bereits sehr alt sind. Dasselbe gilt für stark grundwasserbeeinflusste Lech-Alluvionen südlich von Reutte/Tirol und Isaralluvionen bei Vorderriß, auf denen streuwiesenartige Vegetationsbestände inmitten von Schneeheide-Kiefernwäldern gedeihen.

Wie in Quellnischen-Erlen-Eschenwäldern der Eifel durch Öffnung und Beweidung Grünlandbestände entstehen, beschreibt KLAPP (1965: 14): Bei der Entwicklung vom "Erlenwald zur Mähweide" traten in einem Zwischenstadium einige für Streuwiesen charakteristische Pflanzenarten wie *Carex panicea*, *Carex nigra*, *Carex echinata*, *Juncus acutiflorus*, *Succisa pratensis* hervor, die zu der Grundartengarnitur bodensaurer Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder gehören und in dem von KLAPP dokumentierten Fall erst durch anschließende starke Düngung wieder verdrängt wurden.

In ihren gegenwärtigen Strukturen und Artenkombinationen sind die durch Mahd geprägten Streuwiesen-Gemeinschaften (und somit die Streuwiesen-Gemeinschaften i.e.S.) sicher sehr viel jünger als durch Beweidung geschaffene Bestände. J. KRAUSE (1940) schreibt aufgrund vergleichender Literaturstudien der Mahd höchstens ein Alter von 1.000 Jahren zu.

Das Alter der Pflanzengemeinschaften der Mahdwiesen wäre demnach nur gering. HAUSHOFER (1957: 60f.) gibt jedoch für die Sensenmahd ein wesentlich höheres Alter an. Im illyrisch-venetischen und im keltischen Alpenraum und Alpenvorland als den klassischen Landstrichen der Sense war dieses Mahdgerät schon um Christi Geburt bekannt, wie Grabfunde bei Dellach in Kärnten bezeugen. In den altbesiedelten Landschaftsräumen im Alpenvorfeld dürften demnach bereits vor über 2.000 Jah-

ren gemähte Wiesen existiert haben. Wann das Schnittgut erstmals als Einstreu genutzt und somit die Streuwiesen-Nutzung i.e.S. entwickelt wurde, läßt sich nicht sicher rückdatieren.

1.6.1.2 Weidewirtschaft auf Streuwiesenstandorten

Die Moore waren bis zur Zeit der Markenteilung Bestandteil der Allmende, also der Gemeinschaftsweide. Ihre Bedeutung als Weidefläche ist vom Mittelalter bis zum 18. Jahrhundert durch zahlreiche Streitigkeiten über die Weiderechte für Kühe, Ochsen, Stiere, Ziegen, Schafe und Rösser belegt (HAZZI 1796, zit. in RINGLER 1987; WISMÜLLER 1909; SCHWINEKÖPER et al. 1991). Noch zu Beginn des 19. Jahrhunderts war beispielsweise im Murnauer Moos (BAUMANN 1855) und auf den Riedwiesen im Schweizer Mittelland (BUNDESAMT FÜR FORSTWESEN 1980) die Weidenutzung vorherrschend.

Ab dem 19. Jahrhundert ging die Beweidung der Feuchtfelder des Alpenvorlands zugunsten der Wiesenwirtschaft zurück. Im restlichen bayerischen Raum spielte die Beweidung von Feuchtfeldern bis vor wenigen Jahrzehnten dagegen weiterhin eine maßgebliche Rolle. Die Moore der Allgäuer Flysch- und Molasseberge werden wie seit Jahrhunderten (NOWOTNY 1991) auch heute noch, teilweise sogar mit steigender Intensität beweidet (RINGLER 1981a: 63f.); ebenso wurden die Spirkenfilze großenteils in die Beweidung miteinbezogen wie zum Beispiel das Schwefelfilz bei der Wieskirche/Trauchgau.

Wegen der früher im Spätwinter erfolgenden Heuverknappung ("März, April und Mai gibts kein Heu") erfolgte der Austrieb der Rinder oftmals schon ab April (TREMMELE 1992). Der Zustand des Viehs war infolge des Hungers oftmals so erbärmlich, daß nach besonders langen Wintern noch im 18. Jahrhundert die Rinder "in Massen" (ABEL 1962: 226) starben.

Selbst während der Vegetationszeit drohte das auf der abgefressenen Weide hungernde Vieh (dessen schlechte Milchleistung in Zeiten reiner Selbstversorgung in Kauf genommen wurde) stets auf die angrenzende Wiese auszubrechen (SCHIEGG 1992, mdl.). Nach Abtrieb im Spätherbst wurden zudem die nicht abgefressenen Vegetationsreste zur Ergänzung der Waldstreu und des Strohs als Winterfutter oder Einstreumaterial abgemäht. Bezogen auf die Nutzungsmöglichkeiten der damaligen Zeit wurden die Moorweiden somit sehr intensiv genutzt.

Auch die früheren, im Vergleich zu den heutigen Hochleistungsrassen leichtgewichtigen Landschläge verursachten auf den Allmendweiden mitunter erhebliche Trittschäden des Bodens (SCHIEGG 1992, mdl.). Infolge der chronischen Unterernährung lag das durchschnittliche Lebendgewicht der Rinder noch im 18. Jahrhundert nach ABEL (1962: 227) regional bei 150 bis 250 kg, häufig noch darunter. Zur Fütterung der Rinder in der damaligen Zeit im

Spätwinter und im zeitigen Frühjahr führt ABEL (1962: 226) aus: "Das Futter wurde nach Möglichkeit gestreckt. Das Stroh, mitunter auch das Heu, wurde gehäxelt, Laub und Heide ergänzten das gewöhnliche Winterfutter und hier und da gab es auch gehaltvolles Futter, das aber streng aufgeteilt wurde. Mast- und Muttertiere erhielten das beste Futter. Kühe mußten sich mit Spreu und gewöhnlichem Stroh begnügen. Im Frühjahr vor dem Kalben gab es vielleicht noch etwas Heu. Ochsen erhielten Krafftutter nur bei schwerer Arbeit und im Falle der Mästung. Sonst bekamen sie die gleichen Portionen wie die Kühe, vielleicht in noch geringerer Strohqualität. Noch tiefer auf der Futterstufe standen das ältere Jungvieh und die Hammel. Sie mußten sich den Winter über von Stroh, Laub und Heide ernähren."

Erst im 19. Jahrhundert kam der Viehhaltung ein vermehrter Futteranfall zugute, der sich unter anderem aus Verbesserungen der Wiesen und Weiden ergab (ABEL 1962: 291).

1.6.1.3 Entwicklung der Streuwiesenwirtschaft

Allgemeine Darstellung

Zur Entwicklung der Streuwiesenwirtschaft liegt eine lesenswerte Publikation von KONOLD & HACKEL (1990) vor, nach der sich die folgende Darstellung im wesentlichen richtet:

Inwieweit in den Moorwiesen vor dem 19. Jahrhundert Streu- oder Heuwirtschaft betrieben wurde, läßt sich aus Archiven nicht sicher rekonstruieren. Je nach Einstreubedarf, der zum großen Teil aus Waldstreu, weniger aber durch das wertvollere und deshalb häufig verfütterte (siehe Kap. 1.6.1.1) Stroh gedeckt wurde, dürfte eine Durchmischung von Streu- und Futterwirtschaft stattgefunden haben. Ein relativ hoher Anteil an Streunutzung ist für moorreiche, aber waldarme Regionen des Alpenvorlandes anzunehmen (z.B. Murnau). Eine ausgereifte Streuwiesenkultur, wie sie sich im späten 19. Jahrhundert entwickelt hatte und von damaligen Grünlandforschern wie STEBLER oder SCHRÖTER wissenschaftlich begleitet wurde, existierte zu Beginn des 19. Jahrhunderts noch nicht (vgl. KONOLD 1987: 148f.).

Erst die Säkularisierung im Jahre 1805 und die damit einhergehende verstärkte Aufteilung der Allmende und Klosterbesitztümer an die Bauern schuf die strukturellen Voraussetzungen für die Entwicklung der düngeliefernden Stallhaltung und somit für eine Aufstockung der Viehbestände. Die Einführung der Stallfütterung erzeugte eine höhere Nachfrage an Einstreumaterial. Die Streugewinnung in den Wäldern stieß bereits in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts auf einen immer stärker werdenden Widerstand der Forstwirtschaft, da die negativen Auswirkungen auf die Waldwirtschaft nicht mehr zu übersehen waren. Der "Waldstreukampf" beschäftigte jahrelang höchste politische Gremien, etwa den Bayerischen Landtag (EDELMEYER 1894 zit. in KONOLD & HACKEL 1990) und führte schließ-

lich zu Lösungen, die gegen die Waldstreunutzung gerichtet waren.

Während des "Waldstreukampfes" und vor allem nach den Verboten bzw. der Ablösung der Waldstreurechte begann sich die Streuwiesen-Kultur durch Nutzung der Riedwiesen und Röhrichte zu entwickeln, von der man sich eine Lösung des Streuproblems erhoffte, zumal Veränderungen der sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen diese Entwicklung förderten: Die Etablierung der Dampfschiffahrt auf den Weltmeeren, aber auch auf den Binnenflüssen wie der Donau in den 40er und 50er Jahren des 19. Jahrhunderts und zeitgleich die Errichtung des Eisenbahnnetzes schufen die Voraussetzung, Getreide, Wolle und Baumwolle von ferne (Getreide aus Ungarn, Baumwolle aus Übersee wie Amerika) billig einzuführen. Einheimische Markterzeugnisse wie Schafwolle, Flachs und der Hanf verloren daraufhin fast schlagartig ihre vormals hohen Marktanteile (vgl. HAUSHOFER 1963: 205f.). Die Einführung der Baumwolle stürzte besonders im Allgäu die Landwirtschaft in eine schwere Krise, da der Flachsanzbau, der dort vorher eine große Bedeutung hatte, vollkommen zusammenbrach (DÖRFELER 1936).

Diese neue Situation erzwang insbesondere in dem für den Ackerbau aus klimatischen Gründen benachteiligten Alpenvorland eine agrarische Umorientierung auf die Milchwirtschaft. Voraussetzung für das Funktionieren dieser neuen Wirtschaftsform war die Einführung der aus Belgien und der Schweiz übernommenen Hartkäseherstellung sowie die Möglichkeit, selbst schnell verderbliche Milchprodukte mittels der Eisenbahn an die Städte verkaufen zu können. Im Alpenvorland wurden deshalb zur Förderung der Milchwirtschaft Äcker in ertragreiche Futterwiesen überführt, die bisher beweideten Moorflächen in Streu- oder Heuwiesen umgewandelt. Darüber hinaus wurden geringwertige Erlen-Niederwälder ausgestockt und in Streuwiesen umgewidmet (vgl. KONOLD & HACKEL 1990: 180).

Der Begriff "Streuwiese" wurde nach KONOLD & HACKEL (1990: 179) gegen Mitte des letzten Jahrhunderts geprägt im Zusammenhang mit der Entstehung dieser speziellen und neuen Kulturform. Nach KONOLD & HACKEL gebrauchten seinerzeit selbst Fachleute wie der Wiesenbauer HÄFENER den Begriff Streuwiese zunächst noch erläutern und distanzieren. Im Jahr 1888 schrieb der Forstmann K. GAYER dagegen bereits: "In einigen Gegenden, zum Beispiel in Oberbayern, dienen die mit Sauergräsern, Binsen etc. bewachsenen Wiesenflächen geradezu als Streuwiesen".

Noch im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts wurden die nunmehr als sehr wertvoll geltenden Streuwiesen oftmals teurer gehandelt als ertragreiche Futterwiesen. Besaß ein Landwirt mehr Streuwiesen als er für seinen Bedarf benötigte, so versteigerte er jährlich deren Nutzungsrecht. Nach Auskünften des früheren Obmanns SCHIEGG (1992, mdl.) war diese Praxis noch in der Zwischenkriegszeit im Trauchgau üblich. Arme Kleinbauern des Alpenraums, die keine Streunutzungsrechte besaßen oder diese nicht

ersteigern konnten, waren deshalb genötigt, entlegene Gebirgsmoore streuzunutzen und die Ernte, falls Schlittentransport nicht möglich war, zumindest auf einem Teil der Strecke zu Fuß zum Hof zu tragen (FENDT 1992, mdl., SCHIEGG 1992, mdl.).

Die Streuernte in den Mooren machte auch vor den nassesten und ertragsarmen Flächen nicht halt. So wurde mit eigens dafür entwickelten Sensen mit einem kurzen und breiten Schneideblatt das "Miespickelrechen" auf den voralpinen Hochmooren durchgeführt. Um die schwer mähbare und wenig ergiebige Streu gewinnen zu können, wurden vorher vielfach die Latschen und Spirkenbestände gerodet. Derartige schnurgerade Rodungslinien lassen sich heute noch im Murnauer Moos auf dem Schwarzseefilz beobachten. Das "Miespickeln" wurde dort erst um 1932 eingestellt (vgl. VOLLMAR 1947: 31ff.).

Zur Ertragssteigerung und Flächenvermehrung der Streuwiesen wurden seinerzeit Forschungsprojekte betrieben. Insbesondere von STEBLER (1898) wurden auf der Basis eigener Versuche Qualitätsmerkmale zur Beurteilung von streugenutzten Vegetationsbeständen erarbeitet und Empfehlungen zur Behandlung und Anlage von Streuwiesen veröffentlicht. Nach STEBLER (1898: 103) "lassen sich mager feuchte Wiesen ohne Ansaat in Besenriedwiesen (= Pfeifengraswiesen) verwandeln, wenn sie konsequent erst im Oktober oder November geschnitten werden". Versuche STEBLERs, Qualität und Ertrag durch Düngung zu steigern, führten zu Empfehlungen, entweder gar nicht zu düngen, wenn der Massenaufwuchs der Streubildner ausreichend hoch ist (z.B. Pfeifengraswiesen auf mineralischen Böden, regelmäßig überschwemmte Großseggenrieder und Röhrichte) oder auf ertragsschwächeren Standorten nur mit P- und K-Düngern in mehrjährigem Abstand im Spätherbst zu arbeiten. Von Mist- oder Gölledüngung riet STEBLER (1898: 113) ab, da die guten Streugräser dabei von Futtergräsern verdrängt werden und die Streuwiese nach und nach in eine Futterwiese verwandelt wird.

Bedeutung der Streuwiesenkultur in einzelnen Regionen Bayerns

Mit Ablösung der Waldstreu-Nutzungsrechte, der Einführung der ganzjährigen Stallhaltung und der zunehmenden Milchwirtschaft seit dem frühen 19. Jahrhundert gewann die Streunutzung erheblich an Bedeutung. Ihren bedeutendsten Aufschwung erlebte die Streuwiesenkultur im moorreichen Alpenvorland, in dem seit Mitte des 19. Jahrhunderts der Ackerbau immer mehr eingestellt wurde und eine Umstellung auf Grünlandwirtschaft erfolgte. Mit steigenden Viehbeständen erhöhte sich der Bedarf an Einstreumaterial.

Ob Futter ("Moosheu", "Roßheu") oder Einstreu eingebracht werden sollte, war besonders in moorreichen Regionen von der Witterung abhängig:

- trocknete wegen anhaltender Regenperioden die Heu- oder Grummeternte auf dem Feld nicht ab, mußten die durch die ungünstige Witterung ver-

ursachten Ausfälle durch eine um so größere Moosheuernte ausgeglichen werden;

- drohte wegen anhaltender Trockenheit der Grummetschnitt auf den zweischürigen Wiesen auszufallen, so wurden auch Pfeifengraswiesen oder Seggenrieder als Futterwiesen gemäht. Streupflanzen wie *Molinia caerulea* gaben zwar ein schlechtes, in Notzeiten aber nach STEBLER (1898) ein brauchbares Futter. Heute wird das Pfeifengras nur vom Jungvieh oder von Extensivcrassen wie den Galloway-Rindern gefressen.

In strohreichen Ackerbauregionen besaß bis in jüngste Zeit in Mooren die Futtergewinnung (und Beweidung s.o.) eine wesentlich größere Bedeutung als in den stroharmen Grünlandregionen des Alpenvorlands. Im Fichtelgebirge, Frankenwald und Vogtland fehlte die Streunutzung nach KÜSPERT (1992, mdl.) wegen der schlechten Abtrocknung des Mähgutes im Herbst sogar gänzlich: Niedermoore sowie den Borstgrasrasen nahestehende Feuchtflächen wurden neben der Weidenutzung einmal im Jahr in den Sommermonaten gemäht.

Auch in der Rhön war die typische südbayerische Streuwiesenkultur unbekannt: Die wenigen Moorflächen wurden entweder bei Futterknappheit episodisch gemäht oder - unter teilweiser Streugewinnung - beweidet (MACK 1992, mdl.). Gleiches gilt für Moore im Fränkischen Keuper- Lias- Land (SCHNEIDER 1990).

1.6.2 Bewirtschaftungspraxis der Streu- und Riedwiesen

1.6.2.1 Mähzeitpunkt und Mähhäufigkeit, Pflege nach landbaulichen Gesichtspunkten

Zur **Einstreugewinnung** genutzte Moorwiesen wurden ehemals überwiegend von Oktober ab bis in die Wintermonate gemäht. Gründe für den späten Mähzeitpunkt waren:

- eine überwiegend aus Gerüststoffen bestehende, "strohähnliche" Streu eignet sich durch bessere Saugfähigkeit und Verrottungsresistenz besser zur Einstreu als grüne Pflanzenteile;
- gefrorene Halme (in Mooren setzen Frühfrost schon im September ein) ließen sich mit der Sense besser mähen als ungefrorene Halme;
- während der Vegetationsperiode waren andere Arbeitsgänge (Grummeternte, Ackerbau) vorrangiger;
- die Befahrbarkeit des Torfes wird im Herbst durch weitgehende oberflächliche Abtrocknung und noch mehr im Winter durch Bodenfrost erleichtert.

Bei der Ansetzung des Mahdtermins im Spätherbst wurde der Umstand, daß zu diesem Zeitpunkt die Rückverlagerung der Nährstoffe aus den oberirdischen in die unterirdischen Organe weitgehend abgeschlossen ist (vgl. Kap. 1.4.1.4, S. 39), wohl nicht bewußt ins Kalkül miteinbezogen. Die wirtschaftlichen Vorteile, die sich daraus ergeben, liegen auf der Hand:

- die nunmehr nährstoffarme (NPK) und somit verrottungsresistente Streu konnte monatelang nass im Moor ohne Qualitätsminderung liegen gelassen werden und auf Trischen aufgehäuft werden, solange ein Abtransport nicht möglich war;
- spät gemähte Streuwiesen behielten auf Dauer ihre Ertragsfähigkeit wesentlich besser bei als hin und wieder früh zur Futtergewinnung gemähte Streuwiesen. Bei früher Mahd erlitten diese unweigerlich Stoffverluste.

Allerdings gab es bereits zur Blütezeit der Streuwiesenkultur offenbar immer wieder Streuwiesenbesitzer, die bereits im September mähten. Entsprechend schlecht fiel der Austrieb einer solchen Streuwiese im folgenden Frühjahr aus. Der Moorforscher PAUL (1908) wies deshalb die Bauern in einem Artikel im Wochenblatt des Landwirtschaftlichen Vereins darauf hin, die Septembermahd würden nur Seggenbestände vertragen.

Eine frühe Streumahd im späten Juli und im August war regional jedoch dennoch nicht unüblich. Nach Auskünften von H. J. PAIN (1993, mündl.) erfolgte im Raum Andechs-Machtlfing (Lkr. STA) die Streumahd im späten Hochsommer unmittelbar nach Abschluß der Heuwiesmahd, bevor die spätsommerliche Getreide- und die herbstliche Kartoffelernte einsetzte. Die bis in die frühen 50er Jahre ausgeübte Sechsfelderwirtschaft im nördlichen Ammer-Loisach-Hügelland ließ die Durchführung der Streumahd deshalb am ehesten im späthochsommerlichen "Arbeitsloch" zu. Die herbstliche Streumahd war im allgemeinen offenbar erst weiter südlich im Alpenrandbereich in den absoluten Grünlandregionen üblich.

Bei der Pflege der Streuwiesen nach landbaulichen Gesichtspunkten zählten andere Pflegeziele als heute im Artenschutz. Es sollte eine möglichst hochwertige Streu produziert werden, wofür der Schweizer Streuwiesenspezialist STEBLER (1898: 5f. und 14) seinerzeit die Maßstäbe setzte: Wertbestimmend für die Streuqualität von Streupflanzen waren neben der Ertragsleistung Eigenschaften wie "den Tieren ein gutes, gesundes und weiches Lager zu geben", "die festen Exkremente aufnehmen und mit sich vereinigen", "flüssige Stoffe aufzufangen und festzuhalten" und "sich nachher im Freien zu zersetzen".

Von 237 Pflanzenarten, die auf Streuwiesen vorkommen, bedachte STEBLER (1898: 30-45) lediglich 27 mit dem Prädikat "vorzüglich" oder "gut". Orchideen bezeichnete STEBLER (1898: 36f.) als "nichtswürdige Platzräuber, die als Streu keinen Wert haben". Sehr gefürchtet war das Sumpf-Läusekraut (*Pedicularis palustris*), das die Erträge einer Streuwiese beträchtlich vermindern konnte, heute jedoch aus der Sicht des Artenschutzes zu den "angesehenen" Arten zählt. Vor der Fruchtreife sollte das Sumpf-Läusekraut ausgerissen werden, um es so wirksam bekämpfen zu können (STEBLER 1898: 115). Moose wiederum bekämpfte man durch Kalten bzw. Bewässerung mit kalkhaltigem Wasser,

durch Mergeln, tiefes Mähen und scharfes Eggen (NOWACKI 1887: 27f.).

Hochwertige Pfeifengras-Streuwiesen wurden jedes Jahr einmal gemäht. In den absoluten Grünlandregionen geschah dies vorwiegend im späten Oktober oder im November. Ebenfalls einschürig wurden die Fadenseggenrieder gemäht. Nach VOLLMAR (1947: 90) gehörten die Fadenseggen-Bestände seinerzeit zu den besten Streuwiesen, da zur Ergiebigkeit die Feinhalmigkeit hinzutrat. Bei der Bewirtschaftung der weniger produktiven Kopfbinsenrieder im Murnauer Moos der 30er Jahre beobachtete VOLLMAR (1947: 76) die Vornahme der Streumahd in einem 2 Jahres-Turnus. Streugenutzte Schlankseggenrieder konnten nach STEBLER (1898) sogar zweimal im Jahr gemäht werden, ohne Ertragseinbußen zu erleiden, da die Standorte der Schlankseggenrieder erhebliche Nährstoffeinträge durch Überflutungen beziehen und so die durch die Mahd verursachten Stoffentzüge ausgeglichen werden (vgl. PFADENHAUER 1989: 31).

Zur **Heugewinnung** dienende Moorwiesen wurden, um ein verfütterbares Mahdgut zu gewinnen, im Alpenvorland ab Juli gemäht. Der Mahdzeitpunkt entsprach ziemlich exakt dem der einschürigen Heumäher. Spät geschnittenes Moosheu wurde vor allem an Pferde verfüttert, die ein rohfaserreiches Heu bevorzugen. In Nordbayern lag der Schnittzeitpunkt dagegen oft schon im Juni (KÜSPERT 1992, mdl., SCHARF 1992, mdl.).

1.6.2.2 Bergung des Schnittguts

Häufig wurde das Mähgut auf Bahren oder schlittenähnlichen Gestellen (Faseln) zunächst von nassen Flächen herausgeschleift, auf trockeneren Erhebungen zu größeren Häufen zusammengetragen und von dort mit Pferden oder Ochsen, denen zuweilen Bretter zur Auflastminderung an die Hufe geschraubt wurden, herausgefahren (FENDT 1992, mdl., SCHIEGG 1992, mdl.). Zuweilen mußte man die in den Torf tief eingesunkenen Zugtiere ausgraben. Auf ausgesprochen nassen Flächen wurde, um nicht einzusinken, mancherorts auch von den Bauern breites Schuhwerk (ähnlich Schneeschuhen) getragen. Die bodennahe Sensenführung in von Wasser überstauten Flächen galt als besonders kraftraubend (SCHIEGG 1992, mdl.).

Die längerfristige Streudeponierung im Moor auf hohen Häufen (Trischen) eignete sich besonders für ausgedehnte und vom Hof weiter entfernte Moore. Günstigster Zeitpunkt für den Abtransport war der Winter, als die gefrorenen Moorböden der Auflast des Wagens oder Schlittens besser standhielten. Bei gefrorenen Bodenverhältnissen konnten schließlich auch besonders nasse Vermoorungen und die Verlandungszonen von Seen besser gemäht werden.

Noch heute ist es im Werdenfelser Land gebräuchlich, daß nach länger anhaltenden Regenperioden im Herbst die gemähte Streu erst im Winter eingebracht wird (Abtrocknung durch das lufttrockene Winterklima).

1.6.2.3 Weitere Bewirtschaftungsweisen

1.6.2.3.1 Be- und Entwässerungen

Um einer Mineralstoffverarmung der Moorbiesen und damit dem Aufwuchs minderwertiger Zwischen- und Hochmoorvegetation entgegenzuwirken, wurden mancherorts Moorbiesen bewässert (SCHWINEKÖPER et al.1991; GÖRS 1951). Neben der pH-Anhebung durch Kalkeintrag führte die Bewässerung zu einem (für damalige Zeiten lohnenden) Düngungseffekt. Oft wurden nach VOLLMAR (1947: 90) *Carex lasiocarpa*-Bestände künstlich zum Zwecke der Streunutzung durch Stauung des Grundwassers erhalten, das im Herbst vor der Mahd wieder abgelassen wurde.

Mit zunehmendem Stellenwert der Streuwiesen gegen Ende des letzten Jahrhunderts wurde auch der Ertragssteigerung mit Hilfe der Bewässerung nach KONOLD & HACKEL (1990: 184) größere Aufmerksamkeit geschenkt. Als vorteilhaft angesehen wurde eine mehrtägige Überstauung mit nach Möglichkeit kalkhaltigem, nicht "dungreichem" Wasser. Eine zusätzliche Entwässerung erleichtere die Streugewinnung, so NOWACKI (1887: 24f.). Sehr ertragreiche Streuwiesen aus Steif-Segge erhalte man durch periodische Überstauung dieser Flächen (STEBLER 1898: 59). KONOLD & HACKEL (1990: 184) nehmen daher an, daß sehr viele unserer Großseggenrieder auf diese Art entstanden und "kultiviert" worden sind, insbesondere an Ufern von Weihern, deren Wasserstand sich regulieren ließ.

Empfehlungen zum Grabenbau reichen nach ABEL (1962: 211) bereits bis ins Jahr 1617 zurück und wurden im 18. Jahrhundert von verschiedenen Autoren wie VON IUSTI wieder aufgegriffen und verfeinert. Systematische Grabenentwässerung, die zugleich die Besitzgrenzen nachzeichnen, begannen sich jedoch erst ab dem 19. Jahrhundert mit der Allmendeaufteilung und dem Einsetzen der Streuwiesenkultur durchzusetzen (vgl. SCHWINEKÖPER et al.1991).

1.6.2.3.2 Kaltwasserröste

In Flachsangebieten wurden hofnahe Streuwiesen zur "Kaltwasserröste" genutzt: Die Leinstengel wurden in dünnen Lagen auf den feuchtigkeitsspendenden Streuwiesen ausgebreitet und zur Herauslösung der Flachsfaser der Witterung ausgesetzt. Binsen- und seggenreiche Wiesen wurden auch zum Bleichen der Leinen genutzt, wobei der Bleichvorgang v.a. aus der Sonneneinstrahlung auf das feuchtzuhaltende Leinen resultierte. Um das Verschmutzen des Leinens zu vermeiden, durften diese Wiesen nicht zu bodennah gemäht werden (TREMMELE 1992).

1.6.2.3.3 Nutzung des Gehölzaufwuchses

Infolge des Brennstoffmangels wurde der Gehölzaufwuchs zuweilen so intensiv geschwendet, daß neben den anderen Nutzungsrechten auch die Brennholznutzung festgelegt werden mußte (WIS-

MÜLLER 1909). Aus dem Gehölzaufwuchs wurde Zaunmaterial gewonnen, aus Birkenzweigen wurden Besen gefertigt.

1.6.2.3.4 Torfnutzung

Eine erhebliche Rolle in der Moornutzung spielte die Torfgewinnung. Weite Hochmoorbereiche wurden anfangs auch zur Einstreu-, später vorwiegend zur Brennstoff-Gewinnung bis zum Niedermoortorf abgestochen. Torf findet heute in erster Linie im gewerblichen Gartenbau Absatz und dient zur Unterhaltung der Moorbäder. Eine ausführliche Darstellung zur Torfgewinnung und zur Torfverwertung in Mitteleuropa liegt von RICHARD (1980) vor.

1.6.2.3.5 Bodenmeliorierung

Aus der Rhön ist überliefert, daß das Mähgut aus Mooren in Tonböden des Bundsandsteins zur Bodenlockerung eingearbeitet wurde (SCHARF 1992, mdl.).

1.7 Für die Existenz wesentliche Lebensbedingungen

(Bearbeitet von B. Quinger)

In diesem Kapitel werden die Standortfaktoren und Nutzungseinflüsse dargestellt, die für das Entstehen bzw. das dauerhafte Fortbestehen der Streuwiesen entscheidend sind. Die Kenntnis dieser Grundfaktoren gehört zum "Grundrüstzeug" eines jeden, der Pflege- und Entwicklungskonzepte zu diesem Lebensraumtyp entwirft.

In [Kap. 1.7.1](#) werden die existentiellen Standortbedingungen zusammengestellt, in [Kap. 1.7.2](#) (S. 140) wird dargestellt, wie Nutzungseinflüsse beschaffen sein müssen, um anthropogene Streuwiesen dauerhaft zu sichern.

1.7.1 Standortbedingungen

Die einzelnen, den Streuwiesen zurechenbaren Vegetationstypen zeichnen sich durch recht spezifische Standortbedingungen aus, die für die Erhaltung ihrer Existenz wesentlich sind. Standortbedingungen, die für sämtliche Streuwiesentypen verallgemeinerbar sind, lassen sich daher nur in einer sehr groben Form fassen:

- Sämtliche Streuwiesentypen sind an Standorte gebunden, bei denen der Wurzelraum durch Grund- oder Stauwasser beeinflusst ist. Lediglich für Streuwiesen auf Hochmoorstandorten trifft dieser Sachverhalt nicht zu. Dort wirkt ein vom Niederschlagswasser gespeister und vom örtlichen Grundwasser unabhängiger Moorwasserspiegel auf den Wurzelraum der Vegetationsdecke ein.
- In der Versorgung mit Nährstoffen (N/P/K) bestehen zwischen den einzelnen Streuwiesentypen erhebliche Unterschiede. Die Standorte von Streuwiesen in Überflutungs Mooren (vgl. [Kap.](#)

1.3.1.2, S. 27) können wesentlich besser mit Nährstoffen versorgt sein als nicht grundwasserbeeinflusste Streuwiesen auf Hochmoor-Standorten (zur Erläuterung des Begriffs "Hochmoor" siehe Kap. 1.3.1.3, S. 30). Als verbindende Eigenschaft sämtlicher Streuwiesentypen hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes verbleibt somit lediglich der Umstand, daß im Rahmen der menschlichen Nutzung keine Nährstoffe zugeführt werden.

- Gemeinsam ist den Streuwiesen-Lebensgemeinschaften ein Lichtbedarf, der an stark beschatteten Stellen nicht gedeckt werden kann. Als Lebensgemeinschaften des Offenlandes sind sie der Beschattung infolge Bewaldung oder Verbuschung auf Dauer nicht gewachsen.

Für die konkrete Entscheidungspraxis ist es oft notwendig, die für die Existenz wesentlichen Standortbedingungen in einer sehr viel präziseren Form zu berücksichtigen. Für einige standörtlich mehr oder weniger stark voneinander abweichende Streuwiesentypen gelten im einzelnen folgende Standortbedingungen.

A) Pfeifengraswiesen

Wasserhaushalt: Die Standortspanne reicht bei Pfeifengraswiesen von mäßig nass bis (wechsel)feucht und (wechsel)trocken. Im Vergleich zu den Kleinseggenriedern erfolgt mit bis zu 60-120 cm unter Flur ein stärkeres Absinken der Grundwasserstände. Auch die mittleren Grundwasserstände liegen bei den Pfeifengraswiesen mit 30 bis 60 cm unter Flur tiefer. Trockene Pfeifengraswiesen-Typen unterscheiden sich von den Magerrasen durch wenigstens zeitweises Auftreten von Wasserüberschüssen im Oberboden infolge hoch stehenden Grund- oder Stauwassers. Die Moorkommen der Pfeifengraswiesen sind häufig auf Standorten angesiedelt, die durch Entwässerung beeinflusst sind und nicht mehr den ursprünglichen Wasserhaushalt aufweisen.

Basenversorgung: Bei **Kalk-Pfeifengraswiesen** bewegt sich der pH-Wert im Wurzelraum um den Neutralpunkt, im schwach basisch oder schwach sauren Bereich (vgl. KLAPP 1965: 269). Kalk-Pfeifengraswiesen sind an kalkhaltige Mineralböden und mineralstoffreiche Anmoor- und Moorböden gebunden. Kalk-Pfeifengraswiesen verarmen an Kalkzeigern, wenn durch das Absenken der Grundwasserstände infolge Drainage Basenauswaschungen im Oberboden erfolgen.

Bodensaure Pfeifengraswiesen sind deutlich sauer (pH-Werte im Wurzelraum zwischen 4 und 6, vgl. KLAPP 1965: 278) und für mineralstoffarme Moorstandorte charakteristisch. Bodensaure Pfeifengraswiesen können durch Drainage basenreicher Moorstandorte entstehen, wenn der Basennachschub durch das Grundwasser ausbleibt oder nicht mehr in der vormaligen Art und Weise stattfindet.

Nährstoffe (NPK): Bezeichnend für Pfeifengraswiesen-Standorte sind geringe Verfügbarkeiten an P und/oder K (vgl. Kap. 1.3.3.2 und 1.3.3.3, S. 35 ff.). Hinsichtlich der Nährstoffversorgung fällt die Funk-

tion des limitierenden Faktors entweder dem P, dem K oder auch beiden Nährstoffen zugleich zu (vgl. KAPFER 1988: 112). Pfeifengraswiesen benötigen infolge ihrer Nährstoffökonomie nur geringe Mengen dieser Nährstoffe. Nachhaltige Eutrophierungen und Umwandlungen von Pfeifengraswiesen in Feuchtgrünland lassen sich bei PK-Düngung vor allem an Standorten mit tonig-schluffigen Bodenbestandteilen herbeiführen, da diese Böden sich durch eine hohe Sorptionskapazität für diese Nährstoffe auszeichnen. Das Sorptionsvermögen mineralstoffarmer Moorstandorte für P und K ist weitaus geringer (vgl. Kap. 1.3.3.2 und 1.3.3.3, S. 35 ff.)

Infolge der zeitweiligen Durchlüftung des Oberbodens sind die Voraussetzungen für die N-Mineralisation in Pfeifengraswiesen keineswegs immer ungünstig. Zumal auf Niedermoorböden mit hohen Anteilen an gebundenem Stickstoff kann die N-Mineralisation zu Zeiten niedriger Grundwasserstände durchaus im Bereich feuchten Grünlandes (CALTHION/feuchtes ARRHENATHERION) liegen. Wegen der geringen pflanzenverfügbaren Mengen an P und/oder K treten jedoch keine eutraphenten Vegetationstypen an Stelle der Pfeifengraswiesen.

B) Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder

Wasserhaushalt: Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder (CARICION DAVALLIANAE- und CARICION FUSCAE-Gesellschaften) sind im Unterschied zu den Pfeifengraswiesen auf kontinuierlich hohe Grundwasserstände angewiesen, die Grundwasserschwankungen sind wesentlich geringer. Die mittleren Grundwasserstände liegen zum Beispiel bei Davallseggenriedern bei ca. 20 cm, bei Kopfbinsenriedern bei ca. 10 cm unter Flur (vgl. PFADENHAUER 1989: 27). Kopfbinsenrieder bedürfen zudem der Beeinflussung ihres Wuchsortes durch Quellnässe (vgl. KLÖTZLI 1969: 109). Die Standorte der Kleinseggenrieder sind nicht oder allenfalls minimal entwässert.

Einige Arten der Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder wie *Eleocharis quinqueflora*, *Liparis loeselii* oder *Spiranthes aestivalis* kommen nur an Standorten vor, in deren Wasserhaushalt niemals "regulierend" eingegriffen wurde (vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54). Dasselbe gilt für einige Moosarten wie *Scorpidium scorpioides* (vgl. Kap. 1.4.2.2.2, S. 73). Drainagen der Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder können deren Umwandlung in Pfeifengraswiesen herbeiführen, wobei die Entwässerung oft mit Basenverarmungen im Oberboden verbunden sind.

Basenversorgung: Davallseggenrieder und vor allem Kopfbinsenrieder bedürfen mehr oder weniger hoher $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ -Gehalte, für Braunseggenrieder (CARICION FUSCAE-Gesellschaften) gilt das Gegenteil.

Nährstoffe(NPK): Von Kopfbinsenriedern ist bekannt, daß die Gehalte an pflanzenverfügbarem P extrem niedrig liegen (vgl. Kap. 1.3.3.2, S. 35). Die mit 1-2 t Trockensubstanz/ha und Jahr sehr geringe Produktivität der Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder ist ein Indiz für eine sehr geringe Versorgung dieser Pflanzengemeinschaften mit Nährstoffen.

C) Steifseggen-Streuwiesen

Wasserhaushalt: Steifseggen-Streuwiesen sind für Überflutungs- und Verlandungsmoore charakteristisch, in denen die Grundwasserstände regelmäßig weit über Flur ansteigen. Die maximalen Wasserstandshöhen können sich um 0,5 Meter über Flur bewegen (Eigenbeobachtung Murnauer Moos, vgl. auch WARNKE-GRÜTTNER 1990: 84). Steifseggenrieder zeichnen sich durch starke Wasserstandsschwankungen aus. Bei den bültigen Ausbildungen liegen die Wasserstandsmittelwerte dabei deutlich über Flur, bei den als Streuwiesen nutzbaren Ausbildungen wie der *Carex lasiocarpa*-Ausbildung im Bereich von 5 bis 10 cm Abstand zur Bodenoberfläche (vgl. WARNKE-GRÜTTNER 1990: 60). In Steifseggenriedern sinken die Grundwasserstände niemals so tief ab wie es bei den Pfeifengraswiesen der Fall sein kann. Auf entwässerten Standorten sind Steifseggen-Streuwiesen im Unterschied zu den Pfeifengraswiesen daher niemals zu beobachten.

Basenhaushalt: Für Steifseggenrieder sind pH-Werte nahe des Neutralpunktes (pH ca. 6,5 - 7) bezeichnend (vgl. VOLLMAR 1947: 66). In Steifseggenriedern wurden recht hohe Basengehalte (über 100 mg Ca²⁺ pro l / 20 mg Mg²⁺ pro l) im Bodenwasser festgestellt (WARNKE-GRÜTTNER 1990: 115ff.). Es deutet somit einiges darauf hin, daß Entwässerungen der Standorte der Steifseggen-Streuwiesen nicht nur Wassermangel zur Folge haben, sondern auch den für das Gedeihen dieser Pflanzengemeinschaft erforderlichen Basennachschub abschneiden.

Nährstoffe (NPK): Die Versorgung der Steifseggen-Streuwiesen mit NPK ist vielfach höher als bei Pfeifengraswiesen oder bei Kleinseggenriedern. Zumindest gilt dies für Steifseggen-Streuwiesen-Vorkommen in Überflutungsmooren. Die Überflutungen führen zu Anreicherungen der Steifseggen-Streuwiesenstandorte mit tonig-schluffigen Substanzen, so daß eine hohe Sorptionskapazität für P und K vorliegt (im Unterschied zu Pfeifengraswiesen auf mineralstoffarmen Moorböden!). Zugleich ist der Ca(HCO₃)₂-Gehalt nicht so groß wie in Kalk-Kleinseggenriedern oder gar Kopfbinsenriedern, so daß das P nicht in ähnlicher Weise wie dort festgelegt und nur in extrem geringer Menge verfügbar ist (vgl. WARNKE-GRÜTTNER 1990: 110).

Bei Absinken der Grundwasserstände unter Flur sind offenbar Mineralisationsvorgänge möglich, die eine für streugenutzte Standorte reichliche Versorgung mit Nährstoffen ermöglichen. Zahlreiche weitgehend an Auen-Streuwiesen gebundene Arten wie zum Beispiel *Lathyrus palustris* dürften auf das dort natürlicherweise zur Verfügung stehende Nährstoff- und Mineralstoffangebot essentiell angewiesen sein.

Die relativ hohe Nährstoffversorgung der Überflutungs-Streuwiesen darf jedoch nicht darüber hin-

wegtäuschen, daß diese Lebensgemeinschaft ebenfalls sehr empfindlich gegen Eutrophierungen ist. Starke Belastungen des Überflutungswassers mit P (z.B. aus unzureichend funktionierenden Kläranlagen) können zur Erhöhung der P-Vorräte im Boden führen. Infolge der Mineralisationsvorgänge, die bei Grundwasserständen unter Flur wirksam werden, können der Vegetationsdecke nun Nährstoffmengen zugeführt werden, die das Gedeihen eutrophanter Röhrchichtarten zulassen und eine Verdrängung der Steifseggen-Streuwiesen-Vegetation herbeiführen.

1.7.2 Nutzungseinflüsse

Als zwar zumeist naturnahe, aber vom Menschen geschaffene Lebensräume benötigen Streuwiesen langfristig zu ihrer Erhaltung Nutzungs- bzw. Pflegeeingriffe, die eine zumindest gelegentliche Entfernung des Aufwuchses beinhalten. Entscheidend für die Erhaltung der Lebensgemeinschaften ist die Phytomasseentnahme zu einem späten Zeitpunkt im Jahresablauf, wenn die Retranslokation der Nährstoffe in die Sproßbasis bzw. Rhizome der Pflanzen weitgehend abgeschlossen ist. Die Mahd stellt folgende Vorgänge sicher:

Nährstoffzüge: Wenn auch die in der oberirdischen Phytomasse verbliebenen Nährstoffmengen im Herbst nur noch gering sind (vgl. Kap. 1.4.1.4, S. 39), ist eine regelmäßige Beseitigung des Aufwuchses auf den von geringer Stoffzufuhr geprägten Streuwiesenstandorten notwendig, um die Nährstoffvorräte in der Lebensgemeinschaft auf einem niedrigen Niveau zu belassen. Wird die Streu nicht mehr entfernt, so stellt sich als Folge eine Düngewirkung* ein, die sich langfristig auf das Artengefüge auswirkt und von den charakteristischen, durch regelmäßige Streunutzung geschaffenen Streuwiesen-Beständen wegführt.

Verhinderung der Verbuschung: Eine Mahd wirkt dem Aufkommen von Gehölzen entgegen, die sich insbesondere an relativ trockenen Streuwiesenstandorten mehr oder weniger rasch etablieren können. Eine zunehmende Bewaldung und Verbuschung wäre mit einem allmählichen Verschwinden der lichtbedürftigen Streuwiesen-Lebensgemeinschaften verbunden. Auf gestörten Streuwiesen in stärker entwässerten Mooren können zusätzliche Maßnahmen zur Gehölzbeseitigung notwendig sein.

Verhinderung der Verfilzung: Insbesondere bei produktiven Streuwiesentypen wie Großseggen- oder Rohrpfefengras-Streuwiesen bilden sich bei Brache binnen kurzem mächtige Streufilzdecken aus. Bis sich ein Gleichgewicht zwischen Streufilzanhäufung und Streuabbau einstellt, können mehrere dm mächtige Streufilzdecken entstanden sein, die eine drastische Artenverarmung infolge ihrer verdämmenden Wirkung herbeiführen. Die Streufilz-

* ARENS (1989: 219) sieht in der Rückgabe der im Aufwuchs enthaltenen Pflanzennährstoffe bei Brache oder bei Mulch-Management eine "Düngewirkung" und lehnt es ab, diesen Vorgang als "Eutrophierung" (ARENS 1991, pers. Mitteilung) zu bezeichnen. Eutrophierungen liegen nach diesem Begriffsverständnis nur vor, wenn von außen Nährstoffe zugeführt werden.

decken-Bildung bei Brache bewirkt selbst in schwach produktiven Kleinseggen- und Kopfbin-senriedern erhebliche floristische Veränderungen und führt zum Rückgang von Rosettenpflanzen wie *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*, *Gentiana clusii*, *Parnassia palustris* usw. Die wohl wichtigste Wirkung der Streumahd auf die Streuwiesen-Lebensgemeinschaften besteht wohl darin, der Bildung von Streufilzdecken entgegenzuwirken.

Verhinderung der "Verbultung": Bei Aussetzen der Streumahd neigen Streuwiesen-Brachen mitunter zur "Verbultung". Die zuvor rasige Vegetationsstruktur wird stark bultig, da die dominante Gras- oder Sauergrasart in dem brachgefallenen Bestand ihre Sproßscheitel nach oben verlegt und so Horste aufbaut, die aus dem Streufilz herausragen. Derartige Verbultungen sind besonders charakteristisch für brachgefallene Kopfbinsen- und Davallseggenrieder, sie sind jedoch auch in Rohrpfiefengras- und Großseggen-Streuwiesen-Brachen verbreitet. Auf stark verbulteten Flächen ist die Wiederaufnahme der bestandeserhaltenden Pflege stark erschwert und anfangs oft sehr kostspielig.

Ferner ist zur **Sicherung eines konkreten Streuwiesen-Bestandes die Erhaltung der spezifischen hydrologischen Verhältnisse** notwendig. Die Neuanlage von Dränagen oder die Eintiefung entwässerungswirksamer Vorfluter unter das ursprüngliche Niveau bewirkt Veränderungen des Grundwasserregimes. In Niedermoorböden führt die dabei zunehmende Nährstoffmineralisation zu einer allmählichen Vererdung des Torfs und einer Sackung der Bodenoberfläche.

1.8 Verbreitung in Bayern

(Bearbeitet von U. Schwab und B. Quinger;
Beiträge von A. Ringler, G. Schneider und C. Stern)

1.8.1 Landesweiter Überblick

In der (historischen) Streuwiesenverbreitung spiegelt sich einerseits das Verteilungsbild von Niedermooren, Anmooren, flächigen unbewaldeten Quellgebieten und mineralischen Naßböden der Überflutungsgebiete an Flüssen und Seen, andererseits aber auch der naturraumcharakteristische Mangel anderer Einstreualternativen der Bauern. Streuwiesen (und Niedermoorweiden) konzentrieren sich im kühl-feuchten Alpenvorland (Jungmoränenmoore, Molassevorberge), in der Montanstufe der Voralpen (insbesondere Flysch- und Nagelfluhzone), in den Alpentälern, in den Schottertälern, z.T. vermoorten Stromtalebenen nördlich der Jungmoränengrenze, in den großen Stauquellmooren der Schotterebenen (wo sie seit den großen Niedermoor Kultivierungen meist nur noch in stark veränderten Splitterflächen existieren), aber auch in vielen Fluß- und Bachtälern des Tertiärhügellandes (wo sie indessen heute kaum mehr erkennbar sind). Ein zweiter alpenferner Schwerpunkt liegt bzw. lag im ostbayerischen Grundgebirge, insbesondere in den Tälern und den

dort verbreiteten Hangvernässungen und unzähligen Quellnischen (Tilgen).

Viel fragmentarischer und verstreuter sind (bzw. waren) Streuwiesen- und Niedermoorlebensräume in den staunassen Mulden, Auen, Quellhorizonten und Teichverlandungszonen der übrigen Naturräume. Trotz ihrer Vereinzelnung sind sie aber auch dort eine vorrangige Wirkungsstätte der Biotoppflege, ob im Tertiärhügelland, das insbesondere im Südosten beachtliche Dichten von Streuwiesen- und Quellmoorresten aufweist, am Albrauf (Opalinuston-Stufe), in einzelnen Juratälern, in der Frankenhöhe, in den Tälern des Steigerwaldes, der Haßberge, des Spessarts, Frankенwaldes, obermainischen Bruchschollenlandes, der Rhön und Vorrhön. Als Kette naturnaher Riedwiesenreste ist der (ehemalige) Grenzstreifen zu Thüringen, Sachsen und Tschechien von erheblicher Bedeutung (z.B. im Gebiet der oberen Milz, Steinach und Itz).

Mit der Häufigkeit wechseln von Naturraum zu Naturraum Standorte und Verteilung der Streuwiesen: Während im heutigen Streuwiesen-Schwerpunkt Bayerns, dem regenreichen Ammer-Loisach-Hügelland und den Lech-Vorbergen, großflächige Moore und Streuwiesen auf unterschiedlichem, jedoch zumeist kalkhaltigem geologischen Untergrund (Flysch, Geschiebemergel und Seeton) charakteristisch sind, findet man im klimatisch trockeneren Tertiärhügelland topogen nur kleine, weit verstreute Flächen über mehr oder weniger entbastem Molassematerial.

Einen groben Überblick über die Verbreitung der Streuwiesen-Vorkommen in Bayern gibt [Abb.1/11](#) (S. 142).

Ergänzend sei die Lebensraumverbreitung mit einer charakteristischen Leitart, dem Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*), veranschaulicht. Er bildet recht schön (mit Ausnahme einiger lungenenzianfreier fränkischer Flächen) die Grobverbreitung basenreicher Niedermoor- und Streuwiesenkomplexe ab ([Abb.1/12](#), S. 143).

1.8.2 Streuwiesenverbreitung in den Hauptnaturräumen

In diesem Kapitel werden Vorkommen und Verteilung der Streuwiesen-Lebensräume in den einzelnen Naturräumen Bayerns skizziert. Die Naturraum-Gliederung richtet sich nach MEYNEN & SCHMIDT-HÜSEN (1953-1962).

02 Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen

Offene, zumindest früher oder zeitweise streugennutzte Niedermoore gibt es in allen Teilen der Bayerischen Alpen, stellenweise bis in Höhenlagen um 1400 m (z.B. Moosenalm im Lattengebirge/BGL, Piesenkopf/OA). Große Vielfalt an lagebedingten Streuwiesentypen:

- Haupttalstreuwiesen mit Quellaufbrüchen und Quellbächen, mit und ohne eingelagerte Hochmoore, z.T. sehr ausgedehnt; i.d.R. mit Flutstreuwiesen in Flußnähe; artenreichste Streuwiesenkomplexe überhaupt; viele trophische Standort-



LEGENDE

- Zusammenhängende Streuwiesen-Lebensräume von über 250 ha Größe
- Zusammenhängende Streuwiesen-Lebensräume von über 10 ha Größe
- Kleinflächige, isolierte Einzelvorkommen
- Landesgrenze
- Grenze der Regierungsbezirke

Abbildung 1/11

Verbreitung von Streuwiesen in den Naturräumen Bayerns (eigene Darstellung). Die Punkte repräsentieren nicht konkrete Einzelvorkommen, sondern jeweils die Gesamtheit der relativ besten Restvorkommen eines Teilraumes. Räume mit Großflächenvorkommen enthalten natürlich viele kleinere Flächen

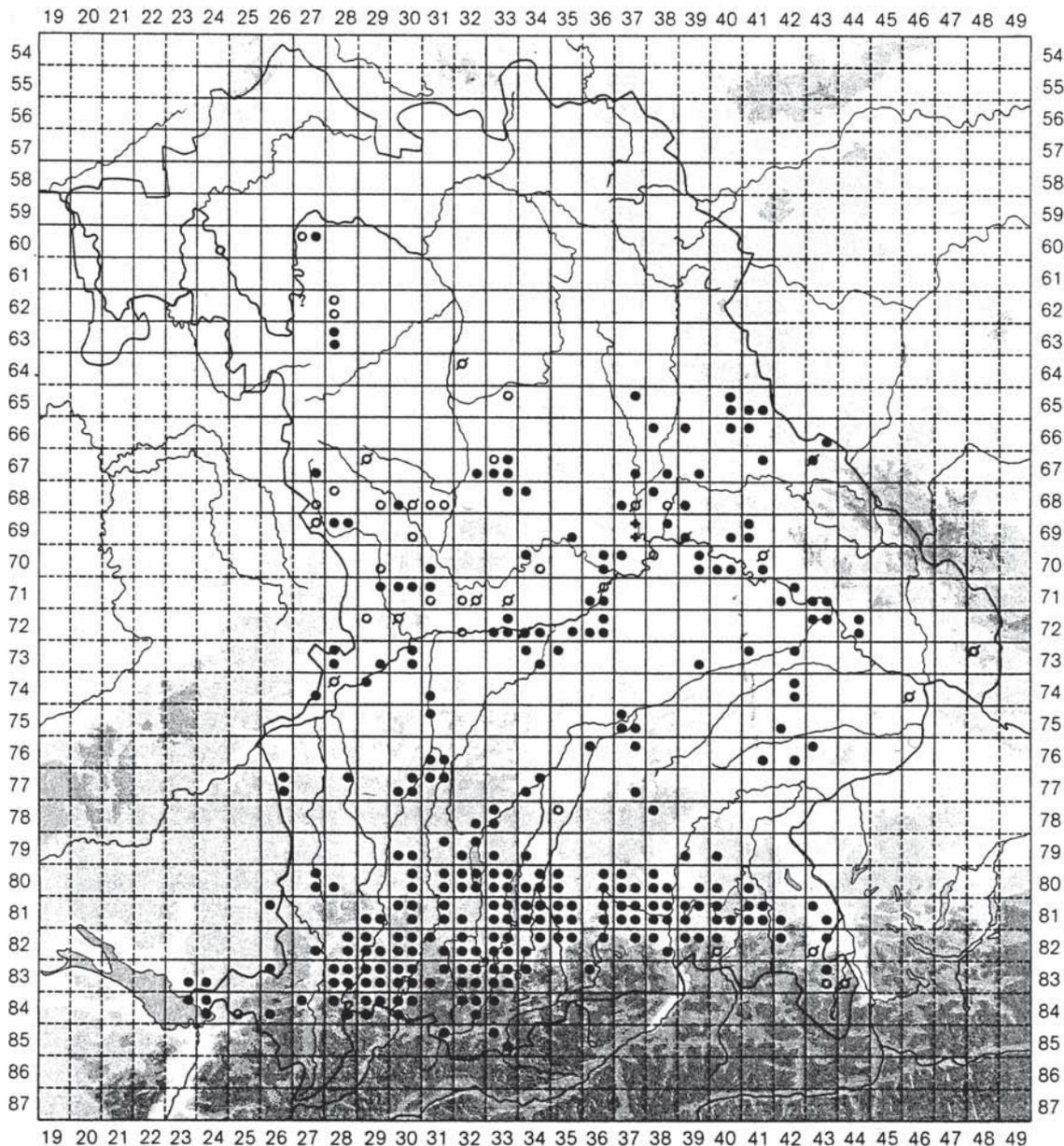


Abbildung 1/12

Verbreitung des Lungen-Enzians in Bayern nach SCHÖNFELDER & BRESINSKY (1990: Karten-Nr. 1271). Von allen Streuwiespflanzen zeigt der Lungen-Enzian am ehesten noch ein Verbreitungsbild, das der tatsächlichen Verbreitung dieses Biotoptyps in Bayern nahe kommt

- typen (z.B. Ackentalmoore/TS, Pfrühlmoos-Oberauer Moos/GAP, Ettaler Weidmoos-Pulvermoos-Kochelfilz/GAP, Leitzachquellmoore/MB, Trauchgauer Ach/OAL);
- montane Hochtalstreuwiesen meist im Hochmoorkontakt, auffallend häufig im Höhengiveau um 1200 m, oft modellartige Zonationen, basenarme bis mäßig bodensaure, oft zwischenmoorartige Gesellschaften treten auf Kosten typischer Kalkflachmoorgesellschaften in den Vordergrund (z.B. Schwarztenmoore/MB, Valepptal/MB, Strausbergmoos/OA, Hennenkopfwässerfilz/OA, Lecknerbachtal und Hörmoorgebiet/OA, Rötelmoos/TS);
- vorwiegend mineralische, eutrophe, hochwüchsige Überflutungsriede (z.B. Raitener Bränd/TS, Niederaudorf/RO);
- montane mineralische Hangstreuwiesen auf Mergelgestein im Flysch, Helvetikum, Allgäu- und Partnachschieben (z.B. Hirzeneck/GAP,

Kornau-Söllereck/OA, Bereich der Ammergau-er Allgäudecke im Halbammergebiet/OAL);

- montane Kesselmoore z.T. ursprünglichen Charakters, nur teilweise durch Streunutzung überprägt (z.B. Isarberg/TÖL);
- Kalkflachmoore und Rieselfluren in Quellnischen der Almzone (als Biotop-, aber nicht als Nutzungstyp zu den Streuwiesen zählend);
- streugenutzte Kalk-Hangquellmoore an Talhängen (z.B. Fußzone des Kramers/GAP);
- primäre montane Kalkflachmoore häufig im Eri-co-Pinion-Kontakt, insbesondere Mehprimel- und Quellsteinbrech-Kopfbinsenrasen (z.B. Loisachtalhänge, oberes Isartal).

03 Voralpines Hügel- und Moorland

Streuwiesenreichster Naturraum Bayerns und Deutschlands. Internationale Hauptverantwortung für eine Reihe von Standort-, Vegetations- und Biozönosetypen im Niedermoor- bzw. Streuwiesenbereich, die nirgendwo sonst (in ähnlich guter Ausprägung und Artenvollständigkeit) geschützt und gepflegt werden können.

In den Stamm- und Zungenbecken des Ammer-Loisach- und Chiemsee-Hügellandes noch km²-große Streuwiesenkomplexe (Murnauer Moos, Kochelseemoore, Ammer- und Ampermoos, Bergener Moos, südl. Chiemseemoore). Großvorkommen in der Grundmoränenlandschaft allerdings schon stark gelichtet, stellenweise aber noch in einzigartiger räumlicher Konfiguration erhalten (z.B. Grasleiten/WM, Staffelsee-Bayersoiener Moore/GAP). Hangquellmoore an vielen Talrändern, Beckenrändern und Drumlinfüßen in ausgezeichnetem Zustand (z.B. Gaißacher Becken und mittleres Isartal/TÖL, Surtal/TS, Samerberg/RO, Eberfinger Drumlinfeld/WM).

Vor allem im Westallgäuer Hügelland, in den Lechvorbergen, im südwestlichen Ammer-Loisach-Hügelland, auf Molasse und würmkaltzeitlich unvergletscherten Bereichen (z.B. Taubenberg/MB, Pechschnait/TS) auch oberflächlich entbastete, bodensaure Streuwiesen (z.B. Flohseggen und Waldläusekrautreiche Borstgrasrasen).

Unterschiedlicher Intensivierungsfortschritt der Landwirtschaft differenziert das aktuelle Streuwieseninventar im Hauptnaturraum zusätzlich: Pflegezustand und Flächenausdehnung der Restflächen in den Lechvorbergen, dem mittleren und südlichen Ammer-Loisach-Hügelland und Isarvorland ungleich günstiger als im Inn- und Salzachvorland, wo einst verbreitete Vorkommen der Grund- und Endmoränenzonen weitgehend ungewandelt sind. Iller-Vorberge und Westallgäuer Hügelland trotz eifriger Meliorationsarbeit (als etwa der Ammergau) noch besser ausgestattet als Südostbayern.

04 Donau-Iller-Lech-Platten

Die Streuwiesen- und Niedermoorkomplexe der Schwäbischen Schottertäler und -ebenen sind zu meist zwar stark zersplittert und degradiert. Gemessen an der insgesamt recht spärlichen Biotopausstat-

tion des Hauptnaturraumes sind sie aber von zentraler Bedeutung. Nördlich der Jungmoränengrenze besitzt Bayern nirgendwo sonst größere, halbwegs intakte, zudem durch ihren Stromtalcharakter eigentümliche Niedermoorkomplexe (Mertinger Höll, Donaurieder, Pfaffenhauser Ried u.a.).

In vermoorten Talaufweitungen der Flüsse befinden sich einige, meist kleinflächige Streuwiesenreste. Auf den Iller-Lech-Schotterplatten liegt der Schwerpunkt im mittleren Mindel- und Rothtal, in der Lech-Wertach-Ebene kommen hochwertige, wechsel-trockene Pfeifengraswiesen vor allem auf den Lechhaiden vor. Innerhalb des Donauriedes sind wertvolle Pfeifengras-Streuwiesen und Kalkflachmoorreste vor allem um Mertingen erhalten. Ein Stauquellmoor von nationaler Bedeutung stellt das Benninger Ried im Unteren Illertal dar.

05 Inn-Isar-Schotterplatten

Mehr noch als für die Donau-Iller-Lech-Platten gilt hier: streuwiesenartige Lebensräume bis etwa 1970 fast vollständig vernichtet. Ihre einzigen Refugien sind meist nur noch alte, großflächige Ausstiche (z.B. Viehlaßmoos/ED, Gröbenzeller Moos/FFB, Mooschwaige/M, Hebertshausener Moos/DAH, Schwaiger Moos/ED, Goldachhof/M, Giggahauser Moos/FS), die indessen mit Gebüschkomplexen, Moorwäldern, Gräben und Feuchtwiesen regional bedeutsame Komplexe bilden. Der Urtyp der Münchner Quellmoore, in dem sich unzählige Moosbrühen (Quellschlenken) und Quellbäche in-nig mit den mahd- und weidegenutzten "Streuwiesen" verzahnten, ist heute im Naturraum nicht mehr vorhanden, sondern nur noch im Benninger Ried bei Memmingen erahnbar. In den 60er Jahren noch vorhandene Pfeifengraswiesen auf unabgebautem Niedermoorort sind heute praktisch restlos zugewachsen. Die besonders artenreichen Moos/Au-Randstreuwiesen an Amper und Isar sind nur noch rudimentär vorhanden (z.B. Freisinger Buckel/ED, Himmelreich/FFB).

Im Isen-Sempt-Hügelland erinnern nur noch stark verschilfte, winzige Relikte, z.B. in Ausstichen, an vormalige Kalkflachmoorwiesen (z.B. Isentalmoore bei Ampfing/MÜ, Schwillachquellen/ED).

Das Untere Inntal und der quellenreiche Hochterrasenrand der Alzplatte verfügt noch über einen ansehnlichen intakten Quellmoorrest (Bucher Moos/AÖ) und mehrere Kleinstbestände im Kontakt zu Bruchwäldern, Quellgräben und -bächen (z.B. Alzgerner Bach und Schützinger Quellmoor/AÖ).

06 Unterbayerisches Hügelland

Das Tertiärhügelland gilt zwar heute nicht als "Streuwiesengebiet", doch darf seine gebietsweise beachtliche, wenn auch insgesamt flächenmäßig bescheidene Ausstattung an Hangquellmoor(rest)en, mäßig basenreichen Talstreuwiesen, Landröhricht- und Quellfluren nicht unterschätzt werden. An Zahl der Vorkommen steht z.B. das Öttinger Holland/AÖ, das Triftern- und Simbacher Hügel-

land/PAN keineswegs der östlichen Jungmoränenregion nach.

Das Tertiärhügelland enthält typische Kalkflachmoore, ja sogar Mehlprimel-Kopfbinsenrasen, vermittelt gleichzeitig aber infolge seiner vorherrschend kalkarmen Substrate floristisch und pflanzensoziologisch zur Niedermoorregion des Grundgebirges.

Im Isar-Inn-Hügelland ist der Raum zwischen Kollbach und Inn und die Oligozänmolasse im Kontaktbereich zum Kristallin wesentlich besser ausgestattet als die westwärts anschließenden Hügelländer. Zwischen Unterem Ampertal und Paartal (Donau-Isar-Hügelland) finden sich zwar meist nur winzige, aber zahlreiche und floristisch-faunistisch sehr bedeutsame Kalkflachmoorrester. Nicht mit den Hügellandvorkommen in einen Topf zu werfen sind die Stromtal-Pfeifengraswiesenreste, Kalktuffquellfluren und Kopfriedreste der Flußtäler, Flußtalränder und der Donauebene. Trotz sehr weit fortgeschrittener Flächenzerstückelung und Störung befinden sich hier insbesondere im Unteren Isartal, an der Isarmündung im Ostzipfel des Donaumooses und im Feilenmoosgebiet immer noch Vorkommen von hohem Artenschutzwert.

Nur noch als winzige Restflächen kommen Stromtal-Pfeifengraswiesen an der Donau (Donaumoos und Dungau) sowie im Unteren Isartal vor.

07 Oberpfälzisch-Obermainisches Hügelland

Als Streuwiesen genutzte Pfeifengraswiesen und Großseggenriede kommen vor allem in den Weihergebieten der Beckenlagen des Oberpfälzer Hügellandes vor. Die Vorkommen konzentrieren sich auf das Obere Vils- und das Heidenaabtal sowie auf die Bodenwöhrer Senke.

08 Frankenalb

Kleinflächige Kalk-Hangquellmoore mit Kleinseggenrieden und häufig auch Kalktuffbildung gibt es vor allem am Albrauf am Westrand der Mittleren und Nördlichen Frankenalb und in einigen Bachtälern. Die wenigen Tal-Vorkommen beschränken sich weitgehend auf das Tal der Schwarzen Laaber in der Mittleren und das Schutter- und Schambachtal in der Südlichen Frankenalb.

010 Schwäbisches Keuper-Lias-Land

Einzelne wertvolle Pfeifengraswiesen mit Stromtal-Arten befinden sich im Ries, vor allem in dessen östlicher Hälfte.

011 Fränkisches Keuper-Lias-Land

Trotz der weit verbreiteten wasserstauenden Böden gehört das Fränkische Keuper-Lias-Land zu den ausgesprochen streuwiesenarmen Naturräumen. Im Mittelfränkischen Becken gibt es einzelne Kalkflachmoore an der Oberen Altmühl und am Hesselberg. Pfeifengraswiesen und Großseggenriede liegen schwerpunktmäßig im Aischgrund und den benachbarten Weihergebieten, kleinflächige Streuwiesenreste außerdem in den Haßbergen.

013 Mainfränkische Platten

Von den Mainfränkischen Stromtal-Pfeifengraswiesen mit einem bayernweit einzigartigen Arteninventar gibt es nur noch kleine Restflächen im Schweinfurter Becken. Auf den Gäuplatten im Maindreieck kommen wechselfeuchte Streuwiesen im Zeubelrieder Moor vor.

014 Odenwald, Spessart und Südrhön

In den Bachoberläufen des Sandsteinodenwalds, des Vorderen Spessarts um Schöllkrippen und des Sandsteinspessarts (z.B. im Hafenlohrtal) gibt es einzelne, streuwiesengenutzte Braunseggenriede. Kleine Talstreuwiesen liegen im Sinntal, Fränkischen Saaleletal sowie in Vermoorungen der Südrhön. Besonders bemerkenswert sind die Davallseggenriede am muschelkalkbestimmten Ostrand der Hohen Rhön.

035 Ostthessisches Bergland

In den Quellmulden auf dem Plateau der Langen Rhön haben sich z.T. Hangmoore mit (Herzblatt-) Braunseggenrieden entwickelt, der Verbreitungsschwerpunkt befindet sich zwischen Gangolfsberg und Oberfladungen.

039 Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge

Einzelne Braunseggenriede befinden sich vor allem in den Quellgebieten der Bäche des Frankenwaldes und des Hohen Fichtelgebirges. Pfeifengraswiesen und bodensaure Flachmoore kommen außerdem in geringem Umfang schwerpunktmäßig auf der Selb-Wunsiedler-Hochfläche im Bereich des Egertals und in der Naab-Wondreb-Senke in der Oberen Wiesau- und Wondrebaue vor, häufig in Kontakt zu Röhrichten bzw. Verlandungszonen.

040 Oberpfälzer und Bayerischer Wald

In diesen streuwiesenreichsten Naturräumen Bayerns nördlich der Donau sind die Schwerpunkt-vorkommen der Pfeifengraswiesen im Falkensteiner Vorwald um Wiesenfelden, im nördlichen Passauer Abteiland im Bereich Klosterfilz / Großes Ohetal sowie im Gaißatal und im Nordosten der Wegscheider Hochfläche angesiedelt. Quellmoore mit Braunseggenrieden kommen konzentriert vor im Vorderen Bayerischen Wald um den Brotjacklriegel, den Kammlagen des Inneren Bayerischen Waldes im Gebiet zwischen Finsterau und Haidmühle und im Vorderen Oberpfälzer Wald, vor allem im Mittleren Aschatal und um Eslarn.

041 Vogtland

Einzelne streuwiesenähnliche Sauergrasriede kommen konzentriert im Quellgebiet der Regnitz nordöstlich Rehau und häufig im Bereich des ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifens vor.

1.8.3 Verteilung auf die Landkreise

Nachfolgend werden skizzenhaft Streuwiesen-Vorkommen in den Regierungsbezirken und in den einzelnen bayerischen Landkreisen angesprochen. Ausführlichere Angaben zu einzelnen Streuwiesen-Vorkommen in den Landkreisen sind den Langfassungen der **ABSP**-Bände zu entnehmen.

1.8.3.1 Regierungsbezirk Oberbayern

Im südlichen Oberbayern sind weit mehr als die Hälfte aller bayerischen Streuwiesenvorkommen konzentriert, wobei das Typenspektrum sehr weit gefächert ist. Nur Oberbayern besitzt noch zusammenhängende, quadratkilometergroße Streuwiesenskomplexe. Die vom Flächenumfang her bedeutendsten Streuwiesenvorkommen befinden sich in den großen Stammbeckenmooren am Alpenrand (Murnauer Moos, Loisach-Kochelseemoore, Rosenheimer Becken, Chiemseebecken) und in den großen Zungenbecken des Ammer-Loisach-Hügellandes. Vor allem im südwestlichen Oberbayern (Lkr. WM und Lkr. GAP) sind großflächige Streuwiesen-Lebensräume in der Grundmoränenlandschaft erhalten. Von den Bodenseeriedern (dort aber überwiegend Baden-Württemberg) einmal abgesehen gibt es bundesweit praktisch nur noch in Oberbayern hochwertige Überflutungstreuwiesen (Bergener Moos, Chiemseeriede, Auer Weidmoos bei Bad Feilnbach, östliches Murnauer Moos, Ettaler Weidmoos und Pulvermoos bei Oberammergau, Seeriede am Kochelsee, Staffelsee und Ammersee u.a.).

Die ursprünglich umfangreichsten und größtenteils streugenenutzten Niedermoorvorkommen Süddeutschlands befanden sich in der Münchner Ebene; dort ereigneten sich jedoch in den letzten 100 Jahren die wohl schwersten Verluste (vgl. Kap. 1.11.1, S. 165) an Streuwiesen. Diesem Naturraum kommt hinsichtlich seiner rezenten Streuwiesen-Vorkommen innerhalb des Regierungsbezirks nur noch eine untergeordnete Bedeutung zu.

Landkreis Altötting (AÖ): Das Tertiärhügelland beherbergt einige kleinflächige Talbodenstreuwiesen und Hang(quell)moore mit sehr guter Artenausstattung und z.T. für das Unterbayerische Hügelland sehr seltenen Vegetationstypen (mit Torfmoosen), die sich teilweise noch in einem hochwertigen Zustand befinden. Diese nur mäßig basenreichen, teilweise zwischenmoorartigen Sonderausbildungen kleiner Niedermoore sind innerhalb Oberbayerns ein Spezifikum des Lkr. AÖ. Im Inntal sind Quellmoorreste am Rand der Alzplatte und im Alztal kleinflächige Davallseggenriede bedeutsam. Das Bucher Moos ist als eines der bayernweit letzten, fast intakten, nicht hängigen Quellaufstoßmoore von überregionaler Bedeutung.

Landkreis Berchtesgadener Land (BGL): Aufgrund glazialmorphologisch-geologischer Voraussetzungen und der intensiven Kultivierungsarbeit im Salzachvorland sind gut entwickelte Niedermoorlebensräume im Lkr. heute seltener und im Durchschnitt kleinflächiger als in den meisten anderen Alpenlandkreisen. Als Mangelbiotop bedürfen sie daher einer herausgehobenen Pflege und Abpufferung.

Sämtliche ehemals weitflächigen Stamm- und Zweigbeckenniedermoore sind heute auf versprengte Streuwiesen-Restparzellen reduziert (z.B. Haarmoos). In hoffernen Grundmoränensenken haben sich da und dort, vor allem im Raum Schönram, Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriede erhalten

(z.B. die freilandökologische Versuchsfläche der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege). Von z.T. episodisch überfluteten, röhrichtreichen Streuwiesen sind die ostwestlichen Schmelzwasserrinnen geprägt (z.B. Höglwörther Tal, Teisendorfer Surtal mit seinen Blauen Schwertlilienwiesen). Von überregionaler Bedeutung sind eine Vielzahl kleiner Hangquellmoore entlang des Alpenrandes, am Flyschfuß und im Molassebergland, die in der Oberteisendorf-Traunsteiner Rinne sich kettenartig annähern und eine floristische Sonderausstattung besitzen (z.B. *Arabis soyeri*, *Cochlearia bavarica*, *Spiranthes aestivalis*).

Als eines der seltenen primären Kalkflachmoore ist das Uferflachmoor am Süden des Waginger Sees hervorzuheben. Auch die Baumwacholder-reichen Uferböschungsquellmoore am Ostufer sind eine überregionale Denkwürdigkeit.

Landkreis Dachau (DAH): Heute existieren nur noch kleinflächige, zersplitterte und degradierte Restflächen des noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts riesenhaften (vgl. RUOFF 1922) Dachauer Mooses. Verhochstaudete Quellmoorreste gruppieren sich um Randelsried/ Thalhausen. Verbliebene Schwerpunktgebiete für Streuwiesen im Landkreis stellen das Glonntal um Petershausen (z.B. Weichser Moos) sowie die Amperau dar, die bei Neuhimmelreich noch einige Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen mit hochwertiger Artenausstattung (Vorkommen von *Thalictrum simplex subsp. galioides*) als Bestandteil größerer Feuchtgebietskomplexe besitzt.

Landkreis Ebersberg (EBE): Die einst riesigen Zweigbeckenstreuwiesengebiete (Aßlingermoos, Bruckermoos, Riederfilze u.a.) sind auf winzige zweckelartige Reste reduziert. Beckenrandquellmoore findet man geologisch bedingt (unter Dekenschotter auftauchender Molassesockel) nur in den westlichen Zungenbecken (z.B. bei Eichling).

Ein Schwerpunkt floristisch wichtiger Quell- und Niedermoorreste sind die Urstromtäler und peripheren Umfließungsrinnen (Gutterstätter Moos im Moosacher Tal, Quellmoorkette des Kupferbachtals, z.T. mit schwingrasenartigen Quellaufbrüchen). Vom ehemals bedeutenden Semptquellmoor nördlich Forstinning ist nur noch ein bescheidener Rest vorhanden. Für den Endemiten *Cochlearia bavarica* (Bayerisches Löffelkraut) stellen einige Quellmoore des Landkreises einen der Vorkommensschwerpunkte dar. Eine Besonderheit sind - durch Sukzession und Aufforstung allerdings stärksten bedrohte - Riedwiesenreste mit Blauer Schwertlilie in Toteiskesseln (z.B. bei St. Christoph).

Landkreis Erding (ED): Im Vergleich zu früher ist der Ist-Bestand noch stärker zurückgedrängt als in EBE. Von einst rund 20.000 ha ungedüngter Niedermoorwiesen und Quellmoore (vorwiegend Erdinger Moos) existieren heute noch ca. 30 ha in einem naturschutzfachlich ansprechenden Zustand, davon aber nur rund 5 ha auf Primärsubstrat, der Rest vorwiegend in alten Ausstichen.

"Streuwiesenzentrum" ist heute das Viehlaßmoos bei Gaden. Alle anderen Vorkommen, etwa im Ober-

dingermoos (austrocknende Ausstiche), bei der Brennermühle und Oberschwillach (Aufforstung), an der Sempt bei Mooslern (Eutrophierung), im Dorfener Isental (vgl. ABSP-Umsetzungsprojekt), oder einzelne Landröhricht- und Schlankseggenparzellen im Tertiärhügelland und Strogental sind von verschwindender Ausdehnung und stark gefährdet. Trotzdem haben alle diese Relikte im Hinblick auf Feuchtverbundmaßnahmen noch erhebliche pflegerische Bedeutung.

Landkreis Eichstätt (EI): Reste ehemaliger Streuwiesen befinden sich im Schuttertal um Nassenfels und im Schambachtal südlich Pfünz.

Landkreis Fürstenfeldbruck (FFB): Mit dem Ampermoos liegt das größte, hydrologisch allerdings gestörte Niedermoorgebiet des nördlichen Voralpinen Hügel- und Moorlands überwiegend im Lkr. Fürstenfeldbruck. Weiter amperabwärts existieren noch hochwertige Überflutungs-Streuwiesen im Raum zwischen Schöngesing und Fürstenfeldbruck (Zellhofer Moos, mit Vorkommen von *Carex hartmannii*, vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54). Weitere bedeutsame, jedoch überwiegend degradierte Talwiesen gibt es entlang der Maisach bei Mammendorf und im Überacker Moos sowie im Graßlfinger Moos und Haspelmoor, kleine Hangquellmoore westlich Klotzau und südlich Unteraltling.

Landkreis Freising (FS): Vom einst gewaltigen Freisinger Moos-Komplex, in dem die letzten Birkhühner nördlich von München noch in den 60er Jahren balzten, sind nennenswerte, floristisch bedeutsame Streuwiesenreste, größtenteils in flachen Ausstichen, nur im Giggenhauser Moos erhalten geblieben (vgl. ABSP-Umsetzungsprojekt). Im Freisinger Hügelland existieren - mit Ausnahme des flächenmäßig, landschaftlich wie floristisch besonders bedeutsamen Giesenbacher Quellmoores - nur mehr unansehnliche, dringend pufferungs- und erweiterungsbedürftige Rudimente, z.T. durch Fischteiche gestört. Von den Ampertalrieden und -quellmooren existieren noch einige bedeutsame Reste, so etwa bei Haag (Kopfbinsenried mit Sumpfgladiole), Wippenhausen, Haindling und Palzing (Großseggen-Röhricht-Komplex mit Flutkolken).

Landkreis Garmisch-Partenkirchen (GAP): In diesem streuwiesenreichsten Landkreis Bayerns (über 3000ha) werden noch größere Landschaftseinheiten in ihrem Erscheinungsbild von den Streuwiesen geprägt. Großflächige, +/- zusammenhängende Streuwiesen-Vorkommen mit einem teilweise sehr reichen Typenspektrum sind im Loisachtal zwischen Farchant und Eschenlohe, im östlichen und nordöstlichen Murnauer Moos, im Hagner Moos zwischen Hechendorf und Großweil und im Kochelsee Becken anzutreffen, die voneinander nur durch kleine Lücken getrennt sind und miteinander eine über 25 Kilometer lange und deutschlandweit einzigartige Verbundachse dieses Lebensraumtyps bilden.

Ein zweiter Streuwiesen-"Großverbund" beginnt an der Stammwurzel des Ammergletschers im Ettaler Weidmoos und begleitet die Ammer über das Pulvermoos und das Altenauer Moor über den Raum

Saulgrub/Bayersoien hinaus in die Mooregebiete des Trauchberg-Vorfelds einerseits und westlich des Staffelsees andererseits. Darüber hinaus gibt es im Lkr. GAP noch kleinflächige Hangquellmoore mit (ehemaliger) Streunutzung entlang der Talflanken sowie im Buckelwiesengebiet um Mittenwald. Primärlebensräume der Streuwiesenpflanzen existieren in Gestalt jungfräulicher, höchstens durch alte Weidenutzungen mitgeprägter Hangquellmoore an den Hauptdolomit-Unterhängen (z.B. Wank, Kramer, Kuchelbach, Ofenberg).

Zahlreiche überaus selten gewordene Arten der Streuwiesen-Lebensräume wie *Pedicularis scpectrum-carolinum* und *Carex buxbaumii* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) besitzen im Lkr. GAP bundesweit ihre heute mit Abstand bedeutendsten Vorkommen.

Landkreis Landsberg am Lech (LL): Die bedeutsamsten Streuwiesengebiete befinden sich am Ammersee: Der Nordwestteil des NSG "Ammersee-Südufer" mit einem Komplex aus den im Alpenvorland sehr seltenen Kantenlauch-Pfeifengraswiesen, aus Klein- und Großseggenrieden (mit Massenvorkommen von *Lathyrus palustris*, vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) sowie der Südwestteil des NSG "Ampermoos" bei Eching mit Schneidbinsenröhrichten.

Einige wechselfeuchte bis wechselflockene, floristisch sehr hochwertige Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (mit *Thalictrum simplex subsp. galioides*) gedeihen auf Lech-Alluvionen nördlich von Kaufering und sind räumlich eng mit den Lechfeldheiden (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.4) verzahnt. Dagegen präsentieren sich die Talwiesen an der Paar bei Kaltenberg und im oberen Windachtal und die meisten der Hangmoore an der Ostflanke des Lechtales in einem stark degradierten Zustand. In größeren Toteiskesseln existieren heute nicht mehr genutzte Kalkflachmoorbestände (z.B. bei Issing). Naturräumlich besonders bemerkenswert sind Quellmoorreste am Südostrand der Landsberger Platte im Altmoränenbereich bei Gelting.

Stadtgebiet München (M): Die winzigen Streuwiesenreste im Nordwesten zwischen Mooschwaige und Eschenried sind allesamt erheblich eutrophiert und ruderalisiert.

Landkreis München (M): Kleinflächige Vorkommen artenreicher Streuwiesen gibt es südlich des Deininger Weihers, degradierte Flächen südlich des Speichersees. Einige Hangquellmoore reihen sich am östlichen Isartalhang um Mühlthal und im Kupferbachtal. Der Ausstichkomplex bei Goldachhof gehört heute neben dem Viehlaß- und Giggenhauser Moos zu den wichtigsten Resten der alten Niedermoorlandschaft der Münchner Ebene. Mit einer Überstauungs- bzw. Durchnässungsfläche von etwa 20 ha bietet dort die Tätigkeit des Bibers eine bayernweit einmalige, technikkfreie Chance zur Niedermoorrenaturierung, die systematisch dokumentiert werden sollte.

Landkreis Miesbach (MB): Verfügt im Vergleich zu anderen Landkreisen in Alpenrandlage über ein verhältnismäßig geringes Flächenaufkommen an Streuwiesen, besticht aber durch seine vielen, z.T.

vorzüglich gepflegten Schichtquellmoore. Mehrere über 10 Hektar große Streuwiesenkomplexe gibt es, z.B. im Umfeld des Wattersdorfer Moores, am Seehamer See, in der "Sutten" an der Valepp und im Steinbachtal südlich des Taubenbergs. Haarbinsen-Streuwiesen auf Hochmoortorf sind bei Stubenbach und Mariastein im Westen des Landkreises, Hangquellmoore um den Taubenberg und bei Niklasreuth-Sonnenreuth erhalten. Besonders hervorhebenswert sind die Bachquellmoore im Umfeld der Leitzach-Quelltöpfe bei Bayerischzell. Eine bemerkenswerte spontane Wiederansiedlungsmöglichkeit für Kalkflachmoor- und Streuwiesenpflanzen zeichnet sich im alten bäuerlichen Torffräsabbaugebiet bei Aurach-Osterhofen ab.

Landkreis Mühldorf (MÜ): In geringem Umfang kommen mäßig artenreiche, vorwiegend degradierte Streuwiesenreste im Isental bei Schwindegg und östlich von Neumarkt - St. Veit vor. Kalkquellmoore gibt es z.B. bei Maithenbeth, Bach, Polling und bei Lippach. Immerhin gehört das Quellmoor südlich Maitenbeth in Erhaltungszustand und Florenausrüstung (u.a. Alpenfettkraut!) zu den besten Vorkommen der gesamten Oberbayerischen Endmoränenregion.

Landkreis Neuburg - Schrobenhausen (ND): Der geringe Bestand an Streuwiesen beschränkt sich weitgehend auf Abschnitte des Schuttertals, des Paartals bei Hörzhausen und des Donautals (z.B. Floramoos bei Unterhausen). Hangmoor-Reste gibt es am Rand des Donaumooses bei Waizenried und bei Aschelsried. In den Kiesbaggerungen, z.B. neben den Bahnstrecken haben sich vereinzelt sekundäre Kleinseggenriede und Pfeifengraswiesen entwickelt.

Sehr wertvolle Restflächen an Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen mit *Thalictrum simplex subsp. galioides* und *Gladiolus palustris* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) kommen auf grundwasserbeeinflussten Donau-Alluvionen in oft unmittelbarer Benachbarung der eigentlichen "Brennen"-Standorte (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen, Kap. 1.12.4) vor.

Landkreis Pfaffenhofen an der Ilm (PAF): In den Tälern der Paar (um Freinhausen) und der Ilm (Kühmoos südlich Geisenfeld) existieren noch einige, jedoch überwiegend degradierte Quellmoore mit Knotenbinsen- und Davallseggen-Beständen. Ein -bezogen auf das Unterbayerische Tertiärhügelland - verhältnismäßig streuwiesenreicher Gürtel erstreckt sich zwischen mittlerem Paartal und Immtal bis zur Linie Hohenwart - Angkofen, die Mehrzahl dieser Restflächen ist jedoch bereits stark zugewachsen. Immerhin finden sich hier sogar Rudimente von Mehlsprimel-Kopfbinsenrasen im Tertiärhügelland.

Landkreis Rosenheim (RO): Trotz immenser Flächenverluste seit 1950 ein immer noch streuwiesenreicher Landkreis mit einem reichen Spektrum an Streuwiesentypen: Hangquellmoore, z.T. mit Kalktuffbildung, besitzen ihre Hauptverbreitung im Gebiet Feldkirchen - Westerham - Höhenrain sowie am Samerberg. Löffelkrautreiche Quellmoorreste säu-

men den Seetonrand der Murner Bucht des ehemaligen Rosenheimer Sees (Schonstett, Sächtenauer Ache) und das Halfinger Zweigbecken.

Floristisch sehr hochwertige Überflutungs-Streuwiesen in z.T. beachtlicher Größe befinden sich insbesondere am Chiemseeufer und im Auer Weidmoos bei Bad Feilnbach. Zusammen mit dem Landkreis Traunstein beherbergt der Lkr. RO in seinen Überflutungsstreuwiesen die bedeutendsten Bestände des Sumpf-Knabenkrauts (*Orchis palustris*) und des Östlichen Teufelsabbisses (*Succisa inflexa*) (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) in Deutschland.

Weitere besonders bemerkenswerte Kalkniedermoor-/Streuwiesenvorkommen bieten die Kesselmoore der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte, das Simsseegebiet sowie der ehemalige Pfaffinger See. Zwar sind alle ehemaligen großflächigen Beckenniedermoorkomplexe stark fragmentiert (z.B. Aiblinger Weidmoor, Auer Weidmoos, Schwaberinger Moos), doch bieten kettenartig angenäherte Streuwiesenflächen (Chiemseeufer Rimsting bis Seebruck) oder clusterartig zugeordnete Fragmente (z.B. Thalkirchner Moos, Sims-Moos bei Riedering) einen Anlaß, +/- geschlossene Feuchtgebietenbänder oder -landschaften wiederherzustellen.

Landkreis Starnberg (STA): Hier gibt es einige ausgedehnte Verlandungs-, Versumpfungs- und Durchströmungsmoore, die ehemals nahezu vollständig streugenutzt waren: das Ampermoos zwischen Inning und Grafrath, das Niedermoorgebiet um den Maisinger See, der Karpfenwinkel bei Tutzing am Starnberger See, das Aubachmoor bei Oberalting, das Leutstettener und das Herrschinger Moos.

Grundmoränenvermoorungen mit Schwalbenwurz-enzian-Pfeifengraswiesen treten nur im südlichen und südwestlichen Landkreis mit besonderer Masierung im Kerschbacher Forst und im Andechs-Machtlfinger Drumlinfeld auf. Insbesondere am Meßnerbichl existieren dort noch sehr schöne Zonationskomplexe aus Hangquellmooren und Magerrasen mit *Gladiolus palustris*-Vorkommen (vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54). Hangquellmoore (teilweise mit *Schoenus nigricans* als Hauptbestandbildner) sind vor allem an der Ammerseeleite zwischen Herrsching und Fischen sowie zwischen Tutzing und Feldafing ("Märchenwiese") erhalten. Im nordwestlichen Landkreis gibt es einige sehr wertvolle Kesselmoore (Schluifelder Moos und Bulachmoos bei Steinebach, Wildmoos und Görblmoos bei Gilching), die in ihren Randzonen teilweise noch Streuwiesenreste aufweisen. Im östlichen Landkreis gibt es einige eher artenarme Streuwiesengebiete bei Allmannshausen auf ehemaligen Hochmoorstandorten.

Landkreis Bad Tölz - Wolfratshausen (TÖL): Hinsichtlich des Flächenumfangs an Streuwiesen (ca. 2000ha) nach den Lkr. GAP und WM der bedeutendste Landkreis in Bayern. Die Streuwiesenvorkommen häufen sich im Ellbach-Kirchseemoor, in den Kochelseemooren bei Benediktbeuern, in den Grundmoränengebieten zwischen dem unteren Loisachtal, Königsdorf und Rothenrain sowie zwi-

schen Dietramszell, Bairawies und Egling. Vielleicht mit Ausnahme des Altmoränenanteils am nordöstlichen Rand des Kreises finden sich aber in allen Gebietsteilen und Gemeinden erhaltens- und pflegewürdige Kalkniedermoore und Streuwiesen. Innerhalb der Alpen gibt es Streuwiesen (u.a. streugennutzte Hangmoore) vor allem in der Jachenau. Im oberen Isartal am Rande der rezenten Umlagerungsstrecke der Isar existieren entlang von gießenartigen Quellauflößen natürliche Kopfbinsenrieder (mit *Saxifraga mutata*), desgleichen in der Ascholdingener Au.

Zahlreiche Hangquellmoore mit der Gesellschaft des Schwarzen Kopfrieds (*SCHOENETUM NIGRICANTIS*) sind entlang der östlichen Isartalflanke von Bad Tölz bis nahe Puppling entwickelt, mit besonders herausragenden Beispielen in der Hechenberger Leite. Dort sind floristisch hochwertige Durchdringungskomplexe (mit *Spiranthes aestivalis*, *Linum viscosum*) aus Hangquellmooren und Kalkmagerrasen (vgl. auch LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.3) von landesweiter Bedeutung erhalten. Das Flyschgebiet zwischen Bad Tölz und Bad Heilbrunn besitzt ebenfalls mehrere hochwertige Kalkquellmoore, ebenso die Moränenflanke zwischen Greiling und Altenloh.

Eine eindrucksvolle Durchdringung von Kalkflachmoorstreuwiesen, Hochmooren, Kalkmagerrasen und bodensauren Magerrasen zeigt das Moorgebiet bei Babenstuben.

Landkreis Traunstein (TS): Dieser streuwiesenreichste südostbayerische Landkreis verteilt seine Rieder und Kalkflachmoore entsprechend der naturräumlichen Gliederung sehr ungleich. Mit Ausnahme kleiner Hangquellriede im Alztal ist die Alzplatte fast frei davon. Auch die Chiemsee- und Salzachendmoränen sind mit Ausnahme der seenahen Brachflächen im Seeoner Eiszerfallsgebiet, einiger ehemals streugennutzter Verlandungsriede (z.B. Taubensee, Wimpersinger-Tabinger See) und Toteiskesselriede (z.B. Astener-Tyrlachinger Moränen) recht spärlich ausgestattet. Reich an Talstreuwiesen und Hangquellmoränen ist dagegen das Molassebergland vor den Alpen, das jungeszeitlich unvergletscherte Eisscheidengebiet Pechschnait-Hochhorn und die jungglazialen Schmelzwasserrinnen (z.B. Traunstein-Teisendorfer Talzug, Vachendorfer Tal).

Großflächige Überflutungstreuwiesen in Spitzenqualität mit der Steif-Segge oder dem Pfeifengras als Hauptbestandbildnern besitzen das Bergener Moos südöstlich des Chiemsees, das Grabenstätter Moos, die Seerieder südlich des Chiemsees bei Feldwies mit deutschlandweit bedeutsamen Vorkommen des Sumpf-Knabenkrauts (*Orchis palustris*), des Östlichen Teufelsabbisses (*Succisa inflexa*) und der Sumpf-Platterbse (*Lathyrus palustris*) (vgl. auch Kap. 1.4.2.1.5). Umfangreiche Streuwiesenkomplexe gibt es darüber hinaus im Tal der Tiroler Ache südlich von Marquartstein. Eine Hervorhebung verdienen ferner die Streuwiesenbestände des Breitenmooses bei Inzell mit dem mutmaßlich bedeutendsten Bestand der Hartmanns Segge (*Carex hartmannii*) (vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54) in Bayern.

Von den zahlreichen Hangquellmooren in den Alpentälern sind u. a. der Kartsquellmoorkomplex des Wildenmooses bei Inzell, die Hangquellmoore am Rand des Mettenhamer Filzes, im Alpenvorland wegen ihrer floristischen Bedeutung das Rotmoos östlich von Bernhaupten (*Orchis palustris*), das Hangquellmoor östlich Diesenbach (*Spiranthes aestivalis*) im Surtal und das Hangquellmoor westlich von Taching (*Cochlearia pyrenaica*) hervorzuheben. Floristisch hochwertige Kopfbinsenrieder auf Seekreide existieren am Chiemseeufer westlich von Sebruck.

Der Lkr. verfügt zudem über einige hochwertige Gebirgsmoore, deren Randzone ebenfalls streugennutzt war. Als das wertvollste Gebirgsmoor des südöstlichen Bayern gilt das Rötelmoos bei Ruhpolding (vgl. auch KAULE 1974: 57), das an seiner Westseite über quellige Kleinseggen-Streuwiesen mit dem mutmaßlich bedeutendsten Vorkommen der Moosart *Cinclidium stygium* (vgl. Kap. 1.4.2.2.2, S. 73) in Deutschland verfügt.

Landkreis Weilheim - Schongau (WM): Mit ca. 2500 Hektar Streuwiesenfläche ist der Lkr. WM der zweitreichste Lkr. Bayerns nach dem Lkr. GAP. Einige Landschaftseinheiten wie die Grasleitener Moorlandschaft, das Grundmoränengebiet zwischen Obersöchering und Hohenkasten, Teile des Trauchberg-Vorfelds im Gemeindebereich Wildsteig und des Eberfinger Drumlinfeldes werden noch weitgehend von den Streuwiesen geprägt. Der Landkreis verfügt wie wohl kein weiterer in Bayern über unterschiedlichste Streuwiesentypen in hervorragender Erhaltungsqualität:

- Sumpfpflatterbsen-Streuwiesen und Kantenlauch-Pfeifengraswiesen in den Loisachbegleitenden Mooren und am Ammersee-Südufer (hier mit *Lathyrus palustris* in national bedeutsamen Beständen, vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54);
- Schwalbenwurz-Pfeifengraswiesen in den Vermoorungen der Grundmoränenlandschaft im unmittelbaren Komplexzusammenhang mit Hochmooren einerseits und Magerrasen auf den Mineralrücken andererseits; in der Magnetsrieder Hardt vorwiegend mit Kalkmagerrasen (vgl. auch LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.3), in der Grasleitener Moorlandschaft und östlich von Schönberg überwiegend mit bodensauren Magerrasen;
- Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen auf Lech-Alluvionen unterhalb von Schongau und in der Pähler Hardt (Hartschimmelhof);
- Mehlsprimel-Haarbinsenrieder auf nur mäßig kalkreichen bis kalkarmen Hang(quell)mooren im Trauchberg-Gebiet sowie an einigen Molassebergen (Bsp.: Südseite der "Schnalz");
- Kopfbinsenrieder in kalkreichen Hangquellmooren des Eberfinger Drumlinfeldes und in der Eiszerfallslandschaft zwischen Seeshaupt und Andorf sowie auf Seekreiden am Starnberger See bei Seeshaupt mit den bundesweit bedeutendsten Vorkommen der Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) (vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54);

- Bach-Kalkquellmoore bei Etting und Huglfing am Rande des Schotterstranges zwischen Murnau und Weilheim mit sehr seltenen Arten (*Apium repens*, vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54);
- von Torfmoosen beherrschte Pfeifengras- und Haarbinsen-Übergangsmoor-Streuwiesen im Trauchberg-Vorfeld im Raum Wildsteig/Wieskirche.

1.8.3.2 Regierungsbezirk Niederbayern

In Niederbayern kommen Streuwiesen und streuwiesenähnliche Niedermoore vor allem im östlichen Tertiärhügelland und in einigen Bereichen des Vorderen Bayerischen Waldes vor.

Landkreis Deggendorf (DEG): Nördlich der Donau gibt es einige kleinere Streuwiesenreste bei Lalling, außerdem einen Streuwiesenkomplex bei Obermoos. Im Isarmündungsgebiet sind nur noch winzige, größtenteils stark degradierte Fragmente von Knollenkratzdistel- und Duftlauch-Pfeifengraswiesen erhalten (z.B. Schüttwiesen), die floristisch immer noch sehr wertvoll sind.

Landkreis Dingolfing - Landau (DGF): Die meist kleinflächigen Vorkommen beschränken sich weitgehend auf Teilabschnitte des Isartals (Königsauer Moos, Isarmoos, NSG Rosenau mit Vorkommen von wechsellrockenen Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen) und die asymmetrischen Täler südwestlich Dingolfings mit artenreichen, hochwertigen Beständen. Einige Pfeifengraswiesen sind im Kollbachtal erhalten. Entlang der Bahnstrecke haben sich dort auf Auskiesungen z.T. winzige, sekundäre Kleinseggenriede entwickelt.

Landkreis Freyung - Grafenau (FRG): (Ehemalige) Pfeifengraswiesen befinden sich am Rand des Klosterfilzes zwischen Klingenbrunn und St. Oswald (Vorkommen von Eiszeitrelikten) sowie im Reschwassertal. Kleine Hangquellmoore mit Braunseggenrieden sind weit verbreitet, besonders artenreiche und hochwertige Bestände liegen im Sonnenwald südlich Schöfweg; hier auch der einzige nord- und mittelbayerische Reliktstandort des Karlszepters.

Landkreis Kelheim (KEH): Restbestände von Stromtalwiesen befinden sich im Heiligenstädter Moos bei Neustadt und südlich Mauern. Hochwertige Pfeifengras- und Knotenbinsenwiesen gibt es im NSG Sippenauer Moor und Forstmoos bei Aiglsbach. Das NSG Sippenauer Moor beherbergt eines der wenigen, einigermaßen intakten Vorkommen des Schwarzen Kopfrieds (*SCHOENETUM NIGRICANTIS*) außerhalb des Voralpinen Hügel- und Moorlandes. Im Niederleierndorfer Moor im Gr. Laabertal und im Abenstal sind kleinflächige Rasenseggen-Streuwiesen in die Feuchtgebietskomplexe eingestreut. Die Juraseitentäler sind in einigen Abschnitten mit Großseggenstreuwiesen ausgestattet (z.B. Schambachried).

Landkreis Landshut (LA): Das Isartal beherbergt einige Pfeifengraswiesenreste in mäßigem Zustand, vor allem östlich Thonhausen, westlich Kreuzthann und im Mettenbacher Moos. Bemerkenswert ist eine

artenreiche, wechselfeuchte Fläche bei Kleinvoberg. Einige artenreiche und sehr hochwertige, allerdings kleinflächige Kalkflachmoore liegen im Hügelland zwischen Isar und Vils (südlich Landshut und östlich Thal) sowie im Quellgebiet der Rott.

Landkreis Passau (PA): Größere Vorkommen befinden sich nördlich der Donau im Jandelsbrunner - Wegscheider Hügelland, wobei hier artenarme Pfeifengraswiesen auf degradierten Übergangsmooren überwiegen. Artenreiche Molinieten in gutem Zustand gibt es im Gaißatal westlich Ritzing. Einige kleinflächige Braunseggenriede gibt es in den Quellmulden der Bäche. Südlich der Donau ist eine verarmte Feuchtwiese bei Haarbach erwähnenswert.

Landkreis Rottal - Inn (PAN): Von allen Landkreisen des bayerischen Tertiärhügellands ist der Lkr. Rottal-Inn heute zweifellos der mit den bedeutendsten Streuwiesenvorkommen. Über unterschiedliche Streuwiesentypen in einem guten Erhaltungszustand und mit hochwertigen Arten verfügen insbesondere das Altbach- sowie Aichbachtal. Kalkflachmoore kommen konzentriert in den Gebieten Falkenberg, Schönau, Dietersburg, Sulzbachtal, im Neuhofener Hügelland und im Grasenseer Bachtal vor. Seltene Streuwiesentypen (z.B. Wunderseggenriede) findet man darüber hinaus im Geratskirchner- und Türkenbachtal.

Eine ausführliche Bearbeitung und Bewertung sämtlicher Streuwiesen-Lebensräume des Landkreises Rottal-Inn liegt von STEIN (1989: 43ff.) vor.

Landkreis Regen (REG): In allen Landkreisteilen gibt es kleinflächig Quellnischen mit Braunseggenrieden, konzentriert z.B. bei Todtenau/Frath, südlich Hochzell/Berg, nördlich Einöd/Geiskopf und nordwestlich Zwiesel (Stockau-Wiesen). Die Naßwiesen der Regentalae werden den Feuchtwiesen zugerechnet und im LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen" behandelt.

Landkreis Straubing - Bogen (SR): Streuwiesenvorkommen beschränken sich weitgehend auf den Bereich um Wiesenfelden (NSG Brandmoos), wo eine hohe Typenvielfalt anzutreffen ist. Im Donautal bei Loham sowie im Alburger Moos nordwestlich Straßkirchen und im Kl. Laabertal bei Geiselhöring gibt es noch kleine, stark degradierte Stromtalwiesen-Reste.

1.8.3.3 Regierungsbezirk Oberpfalz

Der ziemlich geringe Streuwiesenbestand der Oberpfalz konzentriert sich vor allem auf die Weihergebiete in den Senken und auf die Quellbereiche in den Gebirgslandschaften. Intensive Meliorationsarbeit seit dem Zweiten Weltkrieg hat den größten Teil des einstigen Bestandes beseitigt.

Landkreis Amberg - Sulzbach (AS): Kleinflächige Pfeifengraswiesen gibt es am Vilsoberlauf westlich von Freihung, bei Kötzersricht, Lintach und Leinschlag. Kalkflachmoore treten in Albtälern im Westen des Landkreises sowie zerstreut am nordöstlichen Rand des Hahnbacher Beckens auf.

Landkreis Cham (CHA): Niedermoorstreuweisen liegen meist im Kontakt zu Verlandungszonen der Weihergebiete. Verbreitungsschwerpunkte sind das Gebiet des Oberen Schwarzachtals zwischen Untergrafenried und Ulrichsgrüner Bach sowie das Obere Chamtbetal um Schachten. Hangmoore mit Braunseggenrieden kommen vor allem im Umkreis von Falkenstein vor.

Landkreis Neumarkt i.d. Opf. (NM): Kleine Hangquellmoore und Schichtquellaustritte sind reihenförmig am Albrauf angeordnet, z.B. bei Sengenthal, im Weißen Laabertal bei Pollanten und Waltersberg und im Quellmoor Laabermühle. Streuwiesenreste gibt es am Kauerlacher Weiher und am Weiherholz bei Pyrbaum.

Das dem Lkr. NM angehörende Deusmauer Moor kann als das wohl wertvollste Mooregebiet der Fränkischen Alb gelten. Es zeichnet sich durch mehrere unterschiedliche Streuwiesentypen (Braunseggenrieder, Pfeifengraswiesen, Großseggenrieder mit verschiedenen *Carex*-Arten) aus und beherbergt das einzige Vorkommen von *Stellaria crassifolia* in Bayern.

Landkreis Neustadt an der Waldnaab (NEW): Im östlichen Landkreis befinden sich vereinzelt Quellmoore mit Braunseggenriedern, z.B. am Waldauer Weg bei Leuchtenberg. Vorwiegend degradierte Talstreuweisen liegen im Pfrentschwiesengebiet bei Eslarn und im Eschenbacher Weihergebiet.

Landkreis Regensburg (R): Nur sehr kleinflächige, erheblich beeinträchtigte Reste brachgefallener Stromtalwiesen kommen noch in der Donauaue vor, z.B. südlich Geißling und "Im Holzboden". Auch Quellmoore gibt es im Landkreis nur in sehr geringer Anzahl und mäßiger Qualität, z.B. südlich Fußenberg und bei Himmelthal.

Landkreis Schwandorf (SAD): Quellmoore mit Braunseggenriedern reihen sich entlang des Aschaltals von Kulz (NSG Kulzer Moos) über Winklarn, um Schönsee bis zum Lindauer Quellmoor. Bei Unterauerbach existiert noch ein unmittelbarer Kontakt zu einem Trockenhang.

Landkreis Tirschenreuth (TIR): Innerhalb der großen, z.T. hervorragend ausgeprägten Feuchtgebietskomplexe in den Weihergebieten befinden sich einige Streuwiesenflächen unterschiedlicher Größe. Die Schwerpunktorkommen liegen in der Wiesau-Aue südlich Oberteich, der Wondrebaue westlich Wondreb und westlich Immenreuth im NSG Hirschberg- und Heideweiher. Hangquellmoore gibt es z.B. im Raum Kemnath/ Waldeck.

1.8.3.4 Regierungsbezirk Oberfranken

Nachweislich nur zu Einstreuzwecken genutzte Wiesen sind in Oberfranken recht selten und nur gebietsweise typisch. Den Streuwiesen entsprechende Vegetation findet sich aber im Frankenwald, Fichtelgebirge, in einigen Juratälern und entlang des Grenzstreifens relativ häufig.

Landkreis Bamberg (BA): Echte Streuwiesen fehlen im Landkreis, kleine Kalkflachmoore gibt es

südöstlich Pünzendorf, bei Seußling und im Leinleirtal. Besonders bemerkenswert sind die Rasenseggen- (*Carex cespitosa*)- Brachfluren in einigen Juratälern.

Landkreis Bayreuth (BT): Braunseggenriede liegen zerstreut in Quellmulden des Fichtelgebirges und der Münchberger Hochfläche (z.B. in der Moosbachau) sowie am Craimoosweiher bei Göritzen. Einzelne Kalkflachmoore gruppieren sich am Rand der Frankenalb, insbesondere nördlich Truppach und im Püttlachtal.

Landkreis Coburg (CO): Streuwiesenfragmente sind bei Rottenbach im Quellgebiet der Lauter, im Rodachtal bei Roßdorf und bei Wellmersdorf erhalten.

Landkreis Forchheim (FO): Einzelne Kalkflachmoore gibt es am Albrauf, z.B. am Stockanger bei Stiebarlimbach. Eine herausragende Bedeutung haben die Fürstenquellen mit mächtiger Kalktuffbildung östlich Hetzles. Kleine Braunseggenriede kommen schwerpunktmäßig im Aischgrund und der Unteren Mark vor.

Landkreis Hof (HO): Die kleinflächigen Streuwiesen des Landkreises konzentrieren sich hauptsächlich auf das Gebiet zwischen Rehau und Sigmundgrün (z.B. Rehauer Tanning), Hangquellmoore gibt es z.B. südöstlich Markersreuth und nordöstlich Weinlitz.

Landkreis Kronach (KC): Mäßig artenreiche Braunseggenrasen nehmen in einigen Frankenwaldtälern größere Flächen ein, sie sind meist in Komplexe mit anderen Feuchtlebensräumen eingegliedert. Nennenswerte Bestände befinden sich im Dobergrund, Grümpelbachtal, Sauerbrunnental, bei Bärenbach und im Tschirner Ködeltal.

Landkreis Kulmbach (KU): Eher artenarme Streuwiesen kommen vereinzelt in den Tälern des Frankenwalds, z.B. im Steinachtal sowie im Lindauer Moor vor. Kleinflächige Kalkflachmoore sind im Gebiet Kasendorf/ Thurnau entwickelt.

Landkreis Lichtenfels (LIF): Die wenigen Quellmoorflächen beschränken sich weitgehend auf das Weismaintal zwischen Ried bei Burgkunstadt und Großziegenfeld sowie das Gebiet östlich des Staffelberges.

Landkreis Wunsiedel (WUN): Braunseggenrieder haben sich vor allem in den Verlandungszonen von Teichgebieten entwickelt, so im NSG Wunsiedler Weiher, im Teichgebiet von Erkersreuth und im Egertal bei Neuhaus. Kleine Kalkflachmoore gibt es westlich von Selb, südöstlich von Marktredwitz und auf der Alten Wiese bei Schatzbach.

1.8.3.5 Regierungsbezirk Mittelfranken

Der Regierungsbezirk Mittelfranken ist vergleichsweise streuwiesenarm. Eine Reihe kleinflächiger Hangquellmoore ist im Bereich des Albraufs und an einigen Stufenrändern der Gipskeuperlandschaft erhalten, über die bedeutendsten rezenten Streuwiesenvorkommen des Bezirks verfügt heute wohl das NSG "Schambachried" (Lkr. WUG). Zumindest aus

regionaler Sicht gebührt aber auch den zahlreichen Klein- und Kleinstvorkommen hohe pflegerische Aufmerksamkeit (siehe Pflegearbeit des Landschaftspflegeverbandes Mittelfranken e.V.).

Landkreis Ansbach (AN): Winzige, degradierte Streuwiesenfragmente befinden sich im Oberen Altmühltal östlich Ornbau (NSG Heglauer- und Kappelwasen), im Nesselbachtal bei Wolframseschenbach, bei Hagenau und im NSG Großlellenfelder Moor). Hangquellmoore liegen zerstreut am Hesselberg-Südhang und im Schwalbachtal bei Windsbach.

Landkreis Erlangen-Höchstadt (ERH): Im Osten des Landkreises befinden sich am Albrauf wenige Hangquellmoore mit Kalktuffbildung, z.B. bei Waldlach südlich Adlitz und Börsenbach. Kleine Pfeifengraswiesen im Komplex mit Verlandungsröhricht gibt es in den Weihergebieten, z.B. um Mohrhof.

Landkreis Fürth (FÜ): Wenige, stark zersplitterte Reste im Komplex mit Großseggenrieden befinden sich z.B. westlich Unterschlaubach, südlich Vincenzenbrunn, westlich Fernabrünst sowie in der Teichkette Oberreichenbach. Immerhin kommen noch Mückenhändelwurz (*Gymnadenia conopsea*), Natternzunge (*Ophioglossum vulgatum*) und Bitteres Kreuzblümchen (*Polygala amarella*) vor.

Landkreis Nürnberger Land (LAU) und Nürnberger Stadtgebiet (N): Nur vereinzelte, kleine Kalkflachmoore gruppieren sich entlang des Albraufs und Alpvorlandes, z.B. bei Gersdorf und um Speikern. Eine sekundäre, artenarme Pfeifengraswiese hat sich auf einer Gasleitungstrasse südwestlich des Autobahnkreuzes Nürnberg entwickelt.

Landkreis Neustadt an der Aisch - Bad Windsheim (NEA): Die allesamt nur mehr rudimentären Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesen der Stufenränder (großflächige Tieflagen-Kalkflachmoore der Gipskeuperbuchten sind längst entwässert) enthalten immer noch an wenigen Stellen seltene Arten wie Lungenenzian, Mehlprimel, Davallsegge, Spargelschote und Natternzungenfarn. Schon als landschaftsökologische Indikatorstellen für den typischen geologischen Aufbau der Keuperregion verdienen sie sorgfältige pflegerische Hervorhebung, Pufferung und Erweiterung.

Mehrere Quellmoore (z.B. Rückertstal, Ullenbachtal, Sülz) gruppieren sich entlang des Stufenrandes Marktbergel-Oberzenn. Weitere stark bedrohte Kleinvorkommen liegen bei Freihaslach, bei den Sontheimer Huteichen, NW Kornhöfstadt und im Mordgrundbachtal.

Landkreis Roth (RH): Nur wenige Kalkhangquellmoore befinden sich am Albrauf, z.B. am Auer Berg, westlich Appelhof und bei Hausen.

Landkreis Weißenburg - Gunzenhausen (WUG): Niedermoore mit Kleinseggenriedern befinden sich vorwiegend auf dem Sattel des Wasserscheidegebiets, insbesondere zwischen Nennslingen und Schambachtal, ferner im Möhrenbachgrund. Das

NSG Schambachried östlich von Treuchtlingen gehört zu den wertvollsten Streuwiesengebieten Nordbayerns. Seine Vegetation besteht teilweise aus Pfeifengraswiesen und aus Davallseggenriedern, wenn auch mit starker Verschilfungstendenz.

1.8.3.6 Regierungsbezirk Unterfranken

Der Flächenumfang an Streuwiesen ist im gesamten Regierungsbezirk recht gering. Besonders wertvoll sind jedoch die mainfränkischen Stromtal-Pfeifengraswiesen des Schweinfurter Beckens. Sie repräsentieren einen östlich-kontinentalen Streuwiesentyp, wie er sonst nirgends in Bayern zu beobachten ist. Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*), Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*), Kleiner Moorbläuling (*Maculinea alcon*) kommen noch vor.

Landkreis Aschaffenburg (AB): Brachgefallene Niedermoorstreuwsiesen kommen kleinflächig im Hafenlohrtal und im Oberhübenwald bei Stockstadt vor, Quellmoore mit Braunseggenrieden im Oberlauf der Spessarttäler, z.B. um Kleinkahl/Speckkahl, bei Heigenbrücken, als Rohrbachquellmoor.

Landkreis Haßberge (HAS): Einzelne Pfeifengraswiesen-Restflächen mit z.T. guter Artenausstattung liegen in Tälern der Haßberge, insbesondere im Gebiet zwischen Burgpreppach und Königsberg. Die Stromtalwiesen im Haßfurter Moor um Kleinausfeld sind bis auf unbedeutende, stark degradierte Reste verschwunden.

Landkreis Bad Kissingen (KG): Pfeifengras-Streuwsiesenreste gibt es im NSG Grundwiese (Hornwiese) und im Gebiet des Feuerbachtals (z.B. NSG Feuerbachmoor). Kalkflachmoore befinden sich im Seebachtal und auf der Klimwiese bei Gefäll, im Premichtal westlich Steinach.

Landkreis Kitzingen (KT): Nur winzige Flächen tragen einen streuwiesenartigen Charakter, z.B. die Sperberwiese, ein Teil des Schenkenseeufer bei Dornheim und das Schilfmoor Schwarzach. Im NSG Kranzer befindet sich ein Quellmoor.

Landkreis Miltenberg (MIL): Kleine, wechselfeuchte Pfeifengraswiesen mit guter Artenausstattung befinden sich im Marsbachtal und südwestlich Breitenbuch. Isoliert gelegene Braunseggenriede kommen vereinzelt in den Oberläufen einiger Spessart- und Odenwaldbäche vor.

Landkreis Main - Spessart (MSP): Sehr wenige streuwiesenartige Bestände liegen zerstreut im Sinnatal.

Landkreis Rhön - Grabfeld (NES): Quellmoore mit Braunseggenrieden und einige brachgefallene Pfeifengraswiesen liegen eingestreut in den Bergwiesenflächen der Langen Rhön, vor allem westlich Oberelsbach, nördlich von Stetten und Frankenheim.

Landkreis Schweinfurt (SW): Nur noch winzige Restflächen der mainfränkischen Stromtal-Pfeifengraswiesen, denen KORNECK (1962/1963) seinerzeit vor ihrer Zerstörung eine umfangreiche Mono-

graphie widmete, haben sich in der Unkenbachniederung zwischen Grettstadt, Sulzheim, Schwebheim und Unterspießheim bis auf den heutigen Tag erhalten. Eine in den späten 60er Jahren durchgeführte Flurbereinigung führte zur weitgehenden Zerstörung und Entwertung der Pfeifengraswiesen und Kalkflachmoore der Unkenbachniederung und beseitigte zugleich den früheren unmittelbaren Zusammenhang mit den Sulzheimer Gipshügelrasen (vgl. GAUCKLER 1957: 28f.; siehe auch LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.11). Die Restflächen sind durch randliche Eutrophierung und durch Entwässerung stark geschädigt und in ihrem Fortbestand extrem bedroht. Trotz der zahlreichen bereits eingetretenen Verluste (Zerstörung bzw. Erlöschen der Bestände von *Juncus atratus*, *Orchis palustris*) sind die mainfränkischen Stromtal-Pfeifengraswiesen floristisch immer noch sehr wertvoll (Bsp.: einziges Vorkommen von *Cnidium dubium* in Bayern, Vorkommen der extrem selten gewordenen *Viola pumila*). Praktisch vollständig zerstört sind die ehemaligen Kalkflachmoor-Vorkommen in den Grettstädter Wiesen mit dem *SCHOENETUM NIGRICANTIS* und dem ehemals *CARICETUM DAVALLIANAE* als den bestandesbildenden Gesellschaften.

Für mainfränkische Verhältnisse relativ gut mit Streuwiesen-/Niedermoorflächen ausgestattet ist das Hesselbacher Waldland, insbesondere zwischen Madenhausen und Abersfeld, wo u.a. der in NW-Bayern sehr seltene Moorklee (*Trifolium spadicum*) einige stabile Vorkommen hat.

Nach der Biotopkartierung sind von insgesamt 45 im Lkr. SW erfaßten Flächen dieses Typs nur vier größer als 1 ha. Zumindest für Restpopulationen gefährdeter Niedermoorpflanzen haben auch (einzelne) Gräben, insbesondere im Grettstädter Reliktgebiet hohe Bedeutung.

Landkreis Würzburg (WÜ): Wenige, wechselfeuchte Streuwiesenreste gibt es noch im NSG Zeubelrieder Moor und im Tiergartenmoor. Kleine Kalkflachmoore gibt es bei Albertshausen und nordwestlich Höchberg.

Das vormals oligo- bis mesotrophe und floristisch hochwertige Zeubelrieder Moor (einziges Vorkommen von *Gladiolus palustris* in Nordbayern) hat sich in seinem Erscheinungsbild seit den 60er Jahren (Prof. Dr. ZEIDLER, 1989, mdl. Mitteilung) durch übermäßige Nährstoffeinträge vollständig gewandelt, die floristischen Kostbarkeiten sind mittlerweile allesamt verschwunden.

1.8.3.7 Regierungsbezirk Schwaben

Auf den Regierungsbezirk Schwaben entfällt der zweithöchste Anteil an Streuwiesenvorkommen in Bayern. Wie in Oberbayern ist das Gros der Streuwiesen auf das Voralpine Hügel- und Moorland sowie auf die Voralpen konzentriert. Zusammenhängende Streuwiesenvorkommen von über 100 Hektar Ausdehnung sind in Schwaben allerdings sehr viel seltener als in Oberbayern. Auf nationaler Ebene einzigartig in Schwaben sind einige teilweise streu-

genutzte Sattel- und Hangmoore (Bsp. Straußbergmoos bei Hindelang) in der Molasse- und in der Helvetikum-Zone der Oberallgäuer Alpen in der montanen und hochmontanen Stufe. Vergleichbare deckenmoorartige Erscheinungen wie am Engenkopf bei Oberstdorf (vgl. RINGLER 1978 u. 1981a: 74) gibt es in den oberbayerischen Alpen nicht. Im Alpenvorland fällt dem Kemptener Wald und dem Sulzschneider Forst eine besondere Bedeutung zu. Streuwiesen mit Vorkommen von Glazialreliktpflanzen (vgl. Kap. 1.4.2.1.4, S. 49, Artengruppe A) sind dort häufiger als sonst irgendwo in Bayern. Der Einfluß kalkärmerer Gesteine (Molasse, Flysch, Helvetikum, Kalkalpine Mergel und Kieselkalke) ließ im Süden viele eher zur Versauerung neigende Naßfluren entstehen.

Landkreis Augsburg (A): Wenige artenreiche, aber degradierte Pfeifengraswiesen gibt es noch in der Reischenau bei Dinkelscherben und am westlichen Rand der Lech-Wertach-Ebene (z.B. Gennacher Moor). Auf den Lech-Alluvionen südöstlich und südlich von Augsburg sind im Kontakt zu Brennen wechselfeuchte, hochwertige Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen eingestreut; im Umfeld der Quelllaufstöße gibt es auch noch einige kleinflächige Kalk-Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder (z.B. im Umfeld der Schießplatzheide und der Königsbrunner Heide). Einige weitere kleinflächige, westexponierte Hangquellmoore befinden sich in einigen Staudentälern, z.B. bei Döpsshofen und an der Laugna.

Landkreis Aichach-Friedberg (AIC): Die verbliebenen, kleinflächigen Hangstreuwiesen konzentrieren sich auf das Hügelland zwischen Paar und oberster Ilm südöstlich Aichach sowie auf die Lechtalflanke. Bezüglich Artenausstattung und Qualität sticht das Silberbründl-Quellgebiet nordwestlich von Aichach hervor. Wechselfeuchte Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen befinden sich im Ecknachtal und in der Lechaue (z.B. Teilbereiche des NSG Kissinger Heide).

Landkreis Dillingen (DLG): Nur noch kleine Streuwiesenrestflächen existieren im Dattenhauser Ried, Wittislinger und Gundelfinger Moos. Kleine Quellmoore gibt es am Rande des Donaurieds bei Wertingen, Steinheim und Altenbaidt.

Landkreis Donau - Ries (DON): Duftlauch- und Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen mit hochwertigem Artenbestand sind im Donautal um Mertingen (z.B. NSG Mertinger Höll) sowie in etwas geringwertigerer Qualität im Ries auf den Gemarkungen Pfäfflingen - Wechingen - Wemding erhalten. In Pfeifengraswiesen des Rieses befindet sich der einzige bayerische Wuchsort der Bleichen Weide (*Salix starkeana*). Bedeutsame, aber sehr kleine Kalkflachmoore befinden sich in der Donauheide "Quell" bei Tapfheim und im NSG "Priel" bei Brunnsee.

Landkreis Günzburg (GZ): Das Günzburger Donaumoos verfügt nur noch über wenige typische Streuwiesenreste, stellt aber insgesamt noch einen der bedeutendsten tiefergelegenen Niedermoor-Komplexlebensräume Bayerns dar (angelaufenes Rena-

turierungsprojekt zumindest potentiell Brutgebiet für Sumpfhöhreule, Wiesenralle, Brachvogel, Braunkehlchen). Relativ artenarme Pfeifengraswiesen sind im Bremmental südwestlich Jettingen und bei Oberrohr erhalten. Kleine Kalkflachmoore gibt es vereinzelt im Günz- und Mindeltal, darunter das NSG Mindelrieder Paradies mit unterschiedlichen Streuwiesentypen im Zustand fortgeschrittener Degradation. Trotz fortgeschrittener Beeinträchtigung kommen in einigen Kalkflachmoorresten noch Mehlprimel, Davallsegge, Schwarzkopfried und Glanzstendel vor.

Landkreis Lindau (LI): Eine vergleichsweise hohe Streuwiesendichte (zahlreiche Kalk-Hangquellmoore und einige Talmoore) läßt sich im Bereich des Allgäuanstiegs und in den vorgelagerten Talauflösungen, insbesondere im Unterreitnauer Moor, an der Maisach östlich Häuslings, bei der Goldschmiedsmühle beobachten. Eine weitere Massierung von Streuwiesen ist in den ausgedehnten Mooren im Norden des Landkreises zu erkennen: Degermoos und NSG Stockenweiler Weiher. Als Besonderheit sind vom Bodensee-Hochwasser beeinflusste Überflutungstreuwiesen in der Wasserburger Bucht hervorzuheben (u.a. mit Vorkommen von *Carex buxbaumii*, vgl. Kap. 1.4.2.1.5, S. 54).

Landkreis Unterallgäu (MN): Streuwiesenrestbestände unterschiedlicher Qualität existieren noch in den vermoorten Aufweitungen des Mindel- und Flossachtals, insbesondere im Salgener und Pfaffenhauser Moos. Kalkflachmoore gibt es am Westabfall des Saulengrainer Waldes, bei Westernach, bei Hesselwang, in einigen Staudentälern (z.B. Obere Neufnach) und am Talrand der Iller.

Eine besondere naturkundliche Bedeutung als das besterhaltenste Kalkquellmoor der Niederterrassenschottergebiete Bayerns besitzt das Benninger Ried. Durch Grundwasserentnahmen in seinem Einzugsgebiet erleidet es schleichende hydrologische Veränderungen und ist daher in seinem Fortbestand aktuell stark gefährdet! Als Reliktstandort für endemische Organismen wie *Armeria purpurea* oder *Catocypium nigrum* ist es unersetzlich. Als Eiszeitreliktstandort ist auch das Hundsmoor von überregionaler Bedeutung.

Landkreis Neu-Ulm (NU): Kleinflächige, vorwiegend degradierte Pfeifengraswiesenreste befinden sich im Gebiet zwischen Illertissen und Weißenhorn (Obenhauser, Gannertshofer und Finninger Ried im Bereich des Rothtals). Als bemerkenswertes Kalkflachmoor sind die Wasenlöcher bei Illerberg zu nennen. Die insgesamt kritische Biotopsituation darf nicht von entschiedenen Pufferungs- und Optimierungsmaßnahmen abhalten. Immerhin gedeihen im Niedermoorrestbestand des Lkr. noch gefährdete Arten wie Glanzstendel, Schwarzkopfried, Mehlprimel, Drahtsegge und Davallsegge.

Landkreis Oberallgäu (OA): Das Oberallgäu verkörpert eine ganz eigenständige Streuwiesenregion in Bayern, die folgendermaßen gekennzeichnet werden kann:

- Verbreiteter Übergang der (einstigen) Streunutzung auf die Gebirgsmoore, häufig Zwischenmoorcharakter;
- Anstieg von Streuwiesenformationen bis in die Alpreigion (Milchkuhålpung mit Mistwirtschaft);
- weitgehendes Fehlen einiger typischer Kalkflachmoorgesellschaften und -arten im moränenarmen Molassevorgebirge (z.B. fehlt dort das PRIMULO-SCHOENETUM weitgehend) zugunsten basenärmerer oder bodensaurer Ausbildungen (z.B. Rasensimsenstreuwiesen);
- über Reliefsenken und -höhen hinwegziehende Streuwiesenlandschaften in einem perhumiden Raum mit Tendenz zur Ausbildung terrainbedeckender Vermoorungen (Beispiel: Altstädter Hof, Eugenkopf, Gutswieser Tal);
- Rinderbeweidung als Folgenutzung ehemaliger Streuwiesen steht besonders im Vordergrund (Erhaltungsschwernis durch Leberegelbekämpfung, Dränung, überhandnehmende Trittschäden).

Weitere größere, z.T. bereits eutrophierte Streuwiesen als Bestandteil von Moorkomplexen befinden sich bei Betzigau, im Umfeld des Straußbergmooses und des Sinswanger Moores. Hangmoore treten gehäuft auf im Rottachtal nordöstlich Petersthal, im Ziebelmoos, bei Weitnau, im Tuffenmoos und auf der Bichlbergalm.

Von nationaler Bedeutung sind die quelligen Kleinseggenrieder im Umfeld des Straußbergmooses bei Hindelang und am Engenkopf bei Oberstdorf (jeweils mit Vorkommen von *Paludella squarrosa*, vgl. Kap. 1.4.2.2.2, S. 73).

Landkreis Ostallgäu (OAL): Trotz erheblicher Verluste besitzt dieser streuwiesenreichste Landkreis Schwabens noch einige Landschaften, die in ihrem Erscheinungsbild stark von den Streuwiesen geprägt sind. Großflächige Pfeifengraswiesen-Vorkommen befinden sich im westlichen, nördlichen und im östlichen Umfeld des Bannwaldsees, in den Sulzschneider Mooren und im Kemptener Wald. Kalkflachmoore mit Kleinseggenrieden gibt es am Weißensee bei Füssen, am Illasbergsee, am Elbsee und oft im Kontakt mit Magerrasen an der Ostflanke des Lechtals.

Sehr wertvoll sind einige Kesselmoore mit randlichen Streuwiesen und zentral gelegenen Schwingdeckenmooren (z.B. am Attlesee). In den westlichen Ammergauer Alpen gibt es einige hochwertige, früher streugenutzte Gebirgsmoore, wobei das Kronwinklmoos zu den wertvollsten Gebirgsmooren Bayerns gerechnet werden muß.

Auch hier hat die extensive Rinderbeweidung als Alternativmanagement von "Streuwiesen" eine alte Tradition und wird im Zeitalter schwieriger Streuverwendung zunehmend auch naturschutzfachlich in Erwägung gezogen (z.B. in den Bannwaldseemooren).

1.9 Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege

(Bearbeitet von U. Schwab und J. Weber;
Mitwirkung von B. Quinger und M. Bräu)

In diesem Kapitel wird die Bedeutung der Streuwiesen-Lebensräume für den Naturschutz und die Landschaftspflege zusammengefaßt. Das Unterkapitel "Naturhaushalt" (Kap. 1.9.1) behandelt die Bedeutung der Streuwiesen-Lebensräume für die Erhaltung von Arten und Lebensgemeinschaften sowie ihre landschaftsökologischen Funktionen. Das Unterkapitel "Landschaftsbild" (Kap. 1.9.2, S. 161) hat über den Arten- und Biotopschutz hinausgehende Aspekte der Landschaftspflege zum Thema, das Unterkapitel "Erd- und Heimatgeschichte" (Kap. 1.9.3, S. 162) beschäftigt sich mit der Bedeutung der Streuwiesen-Lebensräume für die Erhaltung natur- und kulturhistorischer Dokumente.

1.9.1 Naturhaushalt

Die ökologische Bedeutung der Streuwiesen war innerhalb des letzten Jahrzehnts Gegenstand zahlreicher Publikationen (z.B. BAUER 1982; RINGLER 1981a und b, 1983; PFADENHAUER & RINGLER 1984; PFADENHAUER 1989). Einige wesentliche Funktionen der Streuwiesen im Naturhaushalt werden nachfolgend beschrieben.

1.9.1.1 Artenerhaltung

Die Streuwiesen beherbergen eine Vielzahl seltener, konkurrenzschwacher Pflanzen- und Tierarten mit primärem Vorkommen in natürlichen Niedermoor- und Übergangsmoorkomplexen, Quellfluren und Flußauen. Ein großer Teil der in den Streuwiesen vorkommenden Arten benötigt diesen Biotop-Typ, um in Bayern überhaupt langfristig überleben zu können oder um keine drastischen Bestandsverluste erleiden zu müssen.

1.9.1.1.1 Gefährdete Pflanzenarten

Von den knapp 2500 in Bayern nach SCHÖNFELDER & BRESINSKY (1990) nachgewiesenen Sippen (Arten einschl. Kleinarten und Unterarten) an Farn- und Blütenpflanzen besitzen ziemlich genau 190 Arten ihren Vorkommensschwerpunkt in Streuwiesen-Lebensräumen. Wohl ausnahmslos gehören diese 190 Arten zu den etwas über 2200 alteinheimischen Pflanzenarten Bayerns. Eine Reihe hochbedrohter Arten mit natürlichem Vorkommen in verwandten Lebensraumtypen, wie z.B. oligotrophen Quellfluren oder von Hochwasserdynamik geprägten Flußauen*, die es heute in der erforderlichen Qualität praktisch nicht mehr gibt, haben bis heute praktisch nur in den vom Menschen geschaffenen

Streuwiesen überlebt. So sind etwa vom Karlszepter ein gutes Dutzend, zum Teil recht individuenreiche Vorkommen in Streuwiesen bekannt; es existiert jedoch in Bayern unseres Wissens nur noch ein Wuchsort dieser Art mit ca. 20 Individuen in einem lichten Moorwald, der als natürlich gelten kann (QUINGER 1983).

Etwa 9% der in der Roten Liste Bayerns (SCHÖNFELDER 1986) aufgeführten Farn- und Blütenpflanzen-Arten besitzen heute ihren Verbreitungsschwerpunkt in pflegeabhängigen Niedermooren und Streuwiesen. Die ca. 62 Rote Liste-Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Streuwiesen (nach eigener Beurteilung) teilen sich auf die einzelnen Gefährdungsstufen folgendermaßen auf:

- 5 der 70 in Bayern bereits ausgestorbenen Arten (ca. 7%)
- 9 der 125 Arten mit Gefährdungsgrad 1 (ca. 7%)
- 19 von 184 Arten mit Gefährdungsgrad 2 (ca. 10%)
- 31 von 327 Arten mit Gefährdungsgrad 3 (ca. 9%)

In Gebieten mit extremem Defizit an Halbtrockenrasen kommen einige Halbtrockenrasen-Arten mit nicht allzu enger Standortamplitude hinsichtlich des Wasserfaktors heute (fast) ausschließlich auf Streuwiesen vor. Im westlichen Allgäu gehört beispielsweise *Allium carinatum* dazu. Insbesondere wechselseuchte Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen auf periodisch zur Austrocknung neigenden Auen- und Gleyen bieten auch einigen Arten der Halbtrockenrasen eine Heimstatt, die ebenfalls auf der Roten Liste stehen (z.B. *Orobancha gracilis* und mehreren *Orchis*-Arten wie *O. ustulata*, *O. morio*, *O. militaris*, *O. coriophora*).

Selbst heute streuwiesennarme Naturräume wie z.B. das Unterbayerischen Tertiärhügelland können über Streuwiesen verfügen, die aus Artenschutzsicht von überregionaler Bedeutung sind und Arten mit bayernweit starker Gefährdung wie *Liparis loeselii* oder floristische Raritäten wie die im Voralpinen Hügelland und Moorland extrem seltene Torfmoosart *Sphagnum imbricatum* enthalten (vgl. STEIN 1989: 51 u. 52).

Schließlich leisten (oder leisteten!) offenbar Streuwiesen-Lebensräume, insbesondere an den Arealgrenzen verschiedener Streuwiesen-Arten, Beiträge zur regionalen Sippenentwicklung: der Schwalbenwurzenzian (*Gentiana asclepiadea*) bildete in einem weit nach Norden ausgerückten Areal-Vorposten an der Gfällach im Erdinger Moos eine (genetisch fixierte ?) Variante mit rötlicheren und nur halb geöffneten Blüten aus, ebenso wichen die früher in den Quellmooren der Münchener Ebene vorkommenden Aurikeln von der Nominatform in den Alpen morphologisch deutlich ab ("*Primula auricula* var. *monacensis*"; RINGLER 1985b).

* Durch die regelmäßigen Überflutungen wurden stets offene Rohböden geschaffen, welche einige Pflanzenarten (insbesondere sogenannte Stromtalpflanzen) zur Fortpflanzung benötigen.

Mindestens ebenso groß wie für die Erhaltung gefährdeter Gefäßpflanzen-Arten ist die Bedeutung der Streuwiesen-Lebensräume für die Erhaltung gefährdeter **Moosarten**. Insbesondere hydrologisch unbeeinträchtigte Hangquellmoore in kühl-feuchter Klimalage können die letzten Vorkommen sehr seltener Moosarten (vgl. **Kap. 1.4.2.2.2**, S. 73) wie *Paludella squarrosa* oder *Cinclidium stygium* bergen; in basenreichen Übergangsmoorstreuwiesen besitzt u.a. *Meesia triquetra* seine letzten bayerischen Wuchsorte. Eine Rote Liste der Moose Bayerns, die einen Überblick über den Anteil der gefährdeten Moosarten erlauben würde, die vorwiegend in den Streuwiesen-Lebensräumen vorkommen, liegt bisher nicht vor.

1.9.1.1.2 Gefährdete Tierarten

(Bearbeitet von M. Bräu)

Mit Kalkmagerrasen oder Wäldern verglichen, weisen Streuwiesen eine insgesamt geringere Artenvielfalt auf, da nur ein vergleichsweise geringer Teil der Insekten, der artenreichsten Tierklasse, ihren Verbreitungsschwerpunkt in Niedermooren besitzt. Dies manifestiert sich auch in den Roten Listen: die Anzahl gefährdeter Feuchtgebietsarten ist bei den meisten Tiergruppen geringer als die der an Trockenbiotope gebundenen. Die relativ geringe Anzahl darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß Streuwiesen **hinsichtlich des Anteils gefährdeter Arten** ihres Tierarten-Besatzes **eine Spitzenposition** einnehmen.

Diesbezügliche statistische Auswertungen für Streuwiesen-Lebensräume wurden unseres Wissens noch nicht vorgenommen und sind, wegen der bereits mehrfach angesprochenen Schwierigkeiten einer exakten Abgrenzung gegenüber anderen Lebensraumtypen (insb. zu Feuchtwiesen und Stillewässer-Verlandungsbereichen), auch nur eingeschränkt möglich. Im folgenden soll dies am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken versucht werden. Bei beiden Gruppen ist die Bindung der Arten an bestimmte Lebensraumtypen gut bekannt.

Tagfalter

Für mindestens 14 von 92 der in Bayern gefährdeten und aktuell noch vorkommenden und einer Reihe ungefährdeter Tagfalterarten stellen Streuwiesen-Lebensräume (noch genutzte Streuwiesen und deren Brachestadien) unverzichtbare Reproduktionshabitate dar. Dies entspricht etwa 13,6% der in Bayern vorkommenden Tagfalter-Arten. Eine Art, das Moor-Wiesenvögelchen *Coenonympha oedippus* ist bereits ausgestorben.

Wie aus **Tab.1/24** (S. 159) ersichtlich, kommt eine von 19 vom Aussterben bedrohten Arten (d.h. ca. 5,3%), 5 von 29 stark gefährdeten (d.h. ca. 17,2%) und 2 von 27 (d.h. ca. 7,4%) gefährdeten Tagfalterarten ausschließlich oder überwiegend in Streuwiesen vor.

Darüber hinaus sind Streuwiesen-Lebensräume für eine von 19 vom Aussterben bedrohten (d.h. ca. 5,3%), eine von 27 gefährdeten (d.h. ca. 3,7%) und 2 von 17 (d.h. ca. 11,8%) im Bestand rückläufigen

Tagfalterarten unverzichtbare Fortpflanzungs-Habitate (siehe **Tab.1/25**, S. 159).

Hinzu kommt, daß Streuwiesen aufgrund ihres vielfach reichhaltigen und über die gesamte Vegetationsperiode relativ kontinuierlich zur Verfügung stehenden Blütenangebotes als Nahrungshabitate der Imagines zahlreicher weiterer Falterarten mit Entwicklung in angrenzenden Lebensräumen von großer Bedeutung sind.

Heuschrecken

Für die Bestandssicherung von mindestens 8 der 30 (d.h. ca. 26,6%) in Bayern gefährdeten und aktuell noch vorkommenden Heuschreckenarten sind Streuwiesen (noch genutzte Streuwiesen und deren Brachestadien) essentielle Lebensräume (darüber hinaus auch für einige ungefährdete Arten).

Eine von 8 stark gefährdeten (ca. 12,5%), 2 von 13 (ca. 15,4%) gefährdeten und 2 von 9 (ca. 22,2%) wegen rückläufiger Bestandesentwicklung potentiell gefährdeter Heuschreckenarten kommen ausschließlich oder überwiegend in Streuwiesen-Lebensräumen vor (s. **Tab.1/26**, S. 159).

Hinzu kommt je eine stark gefährdete, gefährdete und zwei wegen Rückgangs potentiell gefährdete Heuschreckenarten, für die Streuwiesen-Lebensräume einen von mehreren Schwerpunktlebensräumen darstellen (d.h. für ca. 12,5% der Arten mit Gef. Grad 2, ca. 7,7% der Arten mit Gef. Grad 3 und ca. 22,2% der Arten mit Gef. Grad 4R, s. **Tab.1/27**, S. 159).

1.9.1.2 Lebensgemeinschaften

Es versteht sich von selbst, daß mit der Erhaltung der Streuwiesen-Lebensräume das Fortbestehen der Streuwiesen-Pflanzengesellschaften verknüpft ist. Praktisch alle Pflanzengesellschaften der Streuwiesen-Lebensräume sind in der (vorläufigen) Roten Liste der Pflanzengesellschaften von Bayern (WALENTOWSKI et al. 1991/1992) enthalten, da die ihnen zurechenbaren Vegetationsbestände in ihrem Fortbestand bedroht sind. Ebenso wie für die Mehrzahl der in **Kap. 1.9.1.1.1** (S. 155) zusammengestellten Pflanzenarten hängt die Existenz der in den Streuwiesen vorkommenden Pflanzengesellschaften von mehr oder weniger regelmäßig erfolgenden Pflegeeingriffen ab.

Die Degradation von Streuwiesen läßt sich zumeist rascher und sicherer anhand der Veränderungen der Pflanzen-Gemeinschaften vor Ort erkennen (Auftreten von Störarten, Überhandnahme von Streuwiesenarten, die durch Brache und Eutrophierung zunächst begünstigt werden) als durch die Abnahme besonders hochwertiger Arten ablesen. Als Maßstab für "Intaktheit" darf in diesem Zusammenhang nicht die möglichst weitgehende Übereinstimmung mit syntaxonomisch definierten Einheiten herangezogen werden. Für diesen Zweck ist vielmehr das Auftreten bzw. Ausbleiben von "Warnarten" für Eutrophierung (vgl. Kap. 2.3.2.1) und die "richtige" Struktur (z.B. gewisse Lückigkeit der Vegetation, nicht zu große Halmdichte usw.) zu beachten.

Tabelle 1/22

An Streuwiesen (einschließlich Quellmoore) gebundene Farn- und Blütenpflanzen der Roten Liste Bayerns (SCHÖNFELDER 1986), die zumindest regional in Bayern in keinem weiteren Biotop-Typ vorkommen. Die Buchstaben unter "Typ" bedeuten: A= dealpine Art; E= bayerischer Endemit; G= Glazialrelikt; R= Besiedelung von Störstellen; S= Stromtalpflanze; T= Besiedelung von Komplexen aus Streuwiesen und Kalk-Halbtrockenrasen

		Gef.	Typ
<i>Allium suaveolens</i>	Wohlrüchender Lauch	3	
<i>Armeria purpurea</i>	Grasnelke	1	E
<i>Apium repens</i>	Kriechender Sellerie	2	R
<i>Blysmus compressus</i>	Flache Quellbinse	3	R
<i>Carex buxbaumii</i>	Buxbaumssegge	2	
<i>Carex davalliana</i>	Davall-Segge	3	
<i>Carex distans</i>	Entferntährige Segge	3	
<i>Carex hartmanii</i>	Hartmanssegge	2	
<i>Carex hostiana</i>	Saum-Segge	3	
<i>Carex pulicaris</i>	Floh-Segge	3	
<i>Carex tomentosa</i>	Filz-Segge	3	
<i>Cirsium tuberosum</i>	Knollen-Kratzdistel	3	
<i>Cladium mariscus</i>	Schneidried	3	G
<i>Cnidium dubium</i>	Brenndolde	1	S
<i>Crepis mollis</i>	Weichhaariger Pippau	3	
<i>Cyperus flavescens</i>	Gelbes Zyperngras	2	R
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	Fleischfarbendes Knabenkraut	3	
<i>Dactylorhiza majalis</i>	Breitblättriges Knabenkraut	3	
<i>Dactylorhiza ochroleuca</i>	Strohgelbes Knabenkraut	2	A
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	Traunsteiner's Knabenkraut	2	A
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	Armlütige Sumpfbirse	3	
<i>Epipactis palustris</i>	Sumpf-Stendelwurz	3	
<i>Eriophorum latifolium</i>	Breitblättriges Wollgras	3	
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungen-Enzian	3	
<i>Gentiana utriculosa</i>	Schlauch-Enzian	3	
<i>Gladiolus palustris</i>	Sumpf-Siegwurz	2	T
<i>Herminium monorchis</i>	Elfenstendel	2	
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Wassernabel	2	
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	2	RS
<i>Iris sibirica</i>	Sibirische Schwertlilie	3	
<i>Laserpitium prutenicum</i>	Preußisches Laserkraut	2	
<i>Liparis loeselii</i>	Glanzstendel	2	G
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fieberklee	G	
<i>Montia fontana</i>	Quellkraut	3	
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	Natternzunge	3	
<i>Orchis palustris</i>	Sumpf-Knabenkraut	1	S
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt	G	
<i>Pedicularis palustris</i>	Sumpf-Läusekraut	3	
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>	Karlszepter	1	G
<i>Pinguicula alpina</i>	Alpen- Fettkraut	3	A
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Gewöhnliches Fettkraut	3	
<i>Primula farinosa</i>	Mehl-Primel	3	
<i>Sagina nodosa</i>	Knotiges Mastkraut	2	R
<i>Saxifraga mutata</i>	Kies-Steinbrech	2	A
<i>Schoenus nigricans</i>	Schwarze Kopfbinse	3	
<i>Scorzonera humilis</i>	Niedrige Schwarzwurzel	3	
<i>Sedum villosum</i>	Moor- Fetthenne	1	
<i>Senecio helenites</i>	Spatelblättriges Greiskraut	3	
<i>Spiranthes aestivalis</i>	Sommer- Drehwurz	2	
<i>Stellaria crassifolia</i>	Dickblättrige Sternmiere	1	
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf- Sternmiere	3	
<i>Swertia perennis</i>	Sumpf- Tarant	3	G
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	Spargelschote	3	
<i>Thalictrum simplex ssp. galioides</i>	Einfache Wiesenraute	2	T
<i>Tofieldia calyculata</i>	Simsenlilie	G	
<i>Trichophorum alpinum</i>	Alpen-Haarsimse	3	A
<i>Trifolium spadiceum</i>	Moor-Klee	2	
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf- Dreizack	3	R
<i>Trollius europaeus</i>	Trollblume	3	
<i>Viola elatior</i>	Hohes Veilchen	2	S
<i>Viola persicifolia</i>	Moor- Veilchen	1	S
<i>Viola pumila</i>	Zwerg- Veilchen	1	S

Tabelle 1/23

Farn- und Blütenpflanzen der Roten Liste Bayerns (SCHÖNFELDER 1986) aus verwandten Lebensraumtypen, für die zumindest regional Streuwiesen wichtige zusätzliche Lebensräume bilden. Die Buchstaben unter "Typ" bedeuten: A= dealpine Art; E= bayerischer Endemit; G= Glazialrelikt; R= Besiedelung von Störstellen; T= Besiedelung der Übergangsbereiche zu Halbtrockenrasen

		Gef.	Typ
<i>Adenophora liliifolia</i>	Schellenblume	1	S
<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch	3	S
<i>Allium carinatum</i>	Gekielter Lauch	3	
<i>Arabis planisiliqua</i>	Flachsotige Gänsekresse	2	S
<i>Arnica montana</i>	Berg-Wohlerleih	3	
<i>Carex chordorrhiza</i>	Strickwurzel-Segge	3	
<i>Carex diandra</i>	Draht-Segge	3	
<i>Carex dioica</i>	Zweihäusige Segge	3	
<i>Carex heleonastes</i>	Torf-Segge	1	G
<i>Carex lasiocarpa</i>	Faden-Segge	3	
<i>Carex limosa</i>	Schlamm-Segge	3	
<i>Cochlearia bavarica</i>	Bayerisches Löffelkraut	2	E
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Geflecktes Knabenkraut	3	
<i>Drosera anglica</i>	Langblättriger Sonnentau	3	
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	3	
<i>Dryopteris cristata</i>	Kammfarn	2	
<i>Eriophorum gracile</i>	Zierliches Wollgras	1	
<i>Fritillaria meleagris</i>	Schachblume	2	
<i>Gentiana asclepiadea</i>	Schwalbenwurz-Enzian	3	
<i>Gentiana clusii</i>	Clusius-Enzian	3	A
<i>Gentiana verna</i>	Frühlings-Enzian	3	
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse	2	S
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	Straußblütiger Gilbweiderich	3	
<i>Orchis coriophora</i>	Wanzen-Knabenkraut	1	T
<i>Orchis militaris</i>	Helm-Knabenkraut	3	T
<i>Orchis morio</i>	Kleines Knabenkraut	3	
<i>Ophrys insectifera</i>	Fliegen-Ragwurz	3	T
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Wald-Läusekraut	3	
<i>Peucedanum officinale</i>	Arznei-Haarstrang	3	S
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut	3	RS
<i>Rhynchospora alba</i>	Weißes Schnabelried	3	
<i>Rhynchospora fusca</i>	Braunrotes Schnabelried	3	
<i>Salix myrtilloides</i>	Heidelbeer-Weide	2	G

Die Auflistung in Tab.1/28 (S. 160) ist nach dem Gefährdungsgrad gegliedert, innerhalb der Gefährdungsblocks sind die Pflanzengesellschaften in derselben Reihenfolge wie in Kap. 1.4.3 (S. 75) angeordnet (soweit sie dort beschrieben sind).

1.9.1.3 Naturgüter / Landschaftshaushalt

Nachfolgend werden kurz einige Wirkungen behandelt, die (streugennutzte) Moore auf den Wasser- und Stoffhaushalt ihrer umgebenden Landschaft ausüben. Zum Wasser- und Stoffhaushalt streugennutzter Niedermoore liegen bisher keine Messungen und Bilanzen vor, so daß vorläufig nur eine grobe qualitative Abschätzung der Wirkungen erfolgen kann.

1.9.1.3.1 Wasserspeicherung und Wasserrückhaltung

Insbesondere in niederschlagsreichen Regionen wie dem Alpenrandgebiet mit seinen vielen Stark- und Stauregen ist ein möglichst ausgeglichener Abfluß ein vordringliches Ziel der Wasserwirtschaft.

Zur Dämpfung der Abflußspitzen können Moore nach RINGLER (1977: 63) vor allem in Landschaftsteilen einen bedeutsamen Beitrag leisten, die sich infolge ihrer geologischen Eigenart (z.B. mergelige Unterlagen wie im Trauchberg-Vorfeld/Lkr. WM) durch eine geringe Versickerungskapazität und somit einen hohen Oberflächenwasser-Abfluß aus-

Tabelle 1/24

Tagfalterarten der Roten Liste Bayerns, die ausschließlich oder schwerpunktmäßig in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommen

		Gef.
<i>Carcharodus flocciferus</i>	(Heilziest-Dickkopffalter)	1
<i>Maculineaalcon ssp.alcon</i>	(Lungenenzian-Ameisenbläuling)	2
<i>Maculinea telejus</i>	(Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling)	2
<i>Coenonympha tullia</i>	(Großes Wiesenvögelchen)	2
<i>Euphydryas aurinia</i>	(Abbiß-Scheckenfalter)	2
<i>Minois dryas</i>	(Blaukernaugen)	2
<i>Maculinea nausithous</i>	(Schwarzblauer Ameisenbläuling)	2
<i>Brenthis ino</i>	(Mädesüß-Perlmutterfalter)	3
<i>Melitaea diamina</i>	(Baldrian-Scheckenfalter)	3

Tabelle 1/25

Tagfalterarten der Roten Liste Bayerns, für die Streuwiesen-Lebensräume zumindest regional einen von wenigen besiedelbaren Lebensraumtypen, oder einen wichtigen Zusatzlebensraum neben einem anderen Hauptlebensraum darstellen

		Gef.
<i>Coenonympha hero</i>	(Wald-Wiesenvögelchen)	1
<i>Coenonympha glycerion</i>	(Rostbraunes Wiesenvögelchen)	3
<i>Papilio machaon</i>	(Schwalbenschwanz)	4R
<i>Mesoacidalia aglaja</i>	(Großer Perlmutterfalter)	4R

Tabelle 1/26

Heuschreckenarten der Roten Liste Bayerns, die ausschließlich oder schwerpunktmäßig in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommen

		Gef.
<i>Conocephalus dorsalis</i>	(Kurzflügelige Schwertschrecke)	2
<i>Mecostethus grossus</i>	(Sumpfschrecke)	3
<i>Chrysochraon dispar</i>	(Große Goldschrecke)	3
<i>Conocephalus discolor</i>	(Langflügelige Schwertschrecke)	4R
<i>Chorthippus montanus</i>	(Sumpfgrashüpfer)	4R

Tabelle 1/27

Heuschreckenarten der Roten Liste Bayerns, für die Streuwiesen-Lebensräume zumindest regional einen von wenigen besiedelbaren Lebensraumtypen, oder einen wichtigen Zusatzlebensraum neben einem anderen Hauptlebensraum darstellen

		Gef.
<i>Parapleurus alliaceus</i>	(Lauschschrecke)	2
<i>Decticus verrucivorus</i>	(Warzenbeißer)	3
<i>Chorthippus dorsatus</i>	(Wiesengrashüpfer)	4R
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	(Weißrandiger Grashüpfer)	4R

Tabelle 1/28

Für Streuwiesen-Lebensräume charakteristische Pflanzengesellschaften, angeordnet nach ihrem Gefährdungsgrad (nach WALENTOWSKI et al. 1991)

Vom Aussterben bedroht (Gef.1)	
Brenndolden-Pfeifengrasrasen	(VIOLO-CNIDIETUM)
Kantenlauch-Pfeifengrasrasen	(ALLIUM ANGULOSUM - Gesellschaft)
Stark gefährdet (Gef. 2)	
Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese	(CIRSIO TUBEROSI-MOLINIETUM)
Duftlauch-Pfeifengraswiese	(ALLIO SUAVEOLENTIS-MOLINIETUM)
<i>Iris sibirica</i> -reicher Pfeifengrasrasen	(IRIS SIBIRICA- Gesellschaft)
Gesellschaft des Schwarzen Kopfrieds	(SCHOENETUM NIGRICANTIS)
Mehlprimel-Haarbinsen-Bestände	(DREPANOCLADO REVOLVENTIS-TRICHOPHORETUM CESPITOSI)
Herzblatt-Braunseggensumpf	(PARNASSIO-CARICETUM FUSCAE)
Gefährdet (Gef. 3)	
Reine Pfeifengraswiese	(MOLINIETUM CAERULEAE)
Davallseggenried	(CARICETUM DAVALLIANAE)
Gesellschaft des Rostroten Kopfrieds	(SCHOENETUM FERRUGINEI)
Braunseggensumpf	(CARICETUM FUSCAE)
Knotenbinsenwiese	(JUNCETUM SUBNODULOSI)
Waldbinsen-Rasen	(JUNCETUM ACUTIFLORI)

zeichnen. Für solche Gebiete ist im südlichen Voralpinen Hügel- und Moorland ein hoher Vermoorungsgrad charakteristisch. Wasserführung und Wasserbeschaffenheit der Oberflächengewässer werden dort wesentlich von den Mooren und deren Zustand bestimmt. Die Moore treten dabei nicht nur als Zwischenelemente des Wasserkreislaufs auf, sondern wirken als hydrologische Steuerelemente.

Bei einer vergleichenden Untersuchung eines kultivierten mit einem entwässerten Hochmoor erhielten SCHMEIDL et al. (1970) 2,6-fach höhere Abflußmaxima aus dem entwässerten gegenüber dem unberührten Hochmoor. Bei anhaltendem Niederschlag und vollständiger Wassersättigung betrug die Höchstabflußspende auf kultiviertem Moor das 3,5 bis 5,6-fache der Menge des unberührten Moores. Wenn auch nicht exakt prognostizierbar, so deuten diese Befunde auf einen die Hochwasser-Extreme deutlich mäßigenden Einfluß der Moore hin. Bei einer vollständigen Kultivierung der Moore wäre mit auch in Katastrophenfällen noch kaum aufgetretenen Abflußspitzen zu rechnen (RINGLER 1977: 64).

Die abflußdämpfende Funktion nicht entwässerter Hochmoore im Vergleich mit vorentwässerten und landwirtschaftlich genutzten ist innerhalb Mitteleuropas für niederschlagsreiche Zonen ausreichend belegt. Über die Wirkung verschiedener Niedermoortypen auf den Gebietswasserhaushalt in Abhängigkeit von ihrer Nutzung (regelmäßig/unregel-

mäßig gemähte, beweidete, brachgefallene, schwach gedüngte Streuwiesen im Vergleich zu intensiv gedüngtem und gedräntem Wirtschaftsgrünland oder gar Maisäckern auf Torfböden) ist indessen noch so gut wie nichts bekannt (vgl. PFADENHAUER & RINGLER 1984: 204).

Die Funktionsweise von Streuwiesen oder gar unterschiedlicher Streuwiesentypen als Retentionssysteme läßt sich somit noch nicht hinreichend beschreiben. Möglicherweise erfüllen Streuwiesen mit Streuaufgaben, Torfmoosdecken und einem bultigen Relief die Retentionsfunktion besser als kurzrasige, alljährlich gemähte Flächen.

Auf die Bedeutung der Streuwiesen für die Versorgung von Gehöften mit Wasser infolge ihres Retentionsvermögens hat HAUSHOFER (1957: 105) am Beispiel des Hartschimmelhofs bei Pähl hingewiesen: "Es ist nicht einfach, auf der jüngsten Moräne mit ihrem Schotteruntergrund und mit ihren Nagelfluhbänken in den tieferen Schichten, das Wasser für einen großen Bauernhof mit seinem Viehbestand zu beschaffen.

Das bedingt zunächst eine Wasserleitung von 620 m Länge, noch mehr aber die Erhaltung von Wasserreserven in jenen Streuwiesen, die unter dem First des Moränenzuges liegen und wie große Schwämme des Niederschlagswasser auffangen." Auch wenn Streuwiesen bei immerwährender Wassersättigung und geringer Torfmächtigkeit kein schwammartiges

Saugvermögen besitzen, so sichern sie doch die Sauberkeit des Reservoirs und der Quellbäche, bremsen den Oberflächenabfluß durch hohe Rauigkeit und reiche Verästelung (RINGLER 1987: 62).

Der Vergleich eines Quellmoores im ursprünglichen Zustand mit einem modernen Entwässerungssystem ist nach RINGLER (1981b: 48) aufschlußreich:

- Die Sauger einer Systemdränung haben gleichbleibende Abstände und Längen. Oft treffen sie sich im selben Punkt des Vorfluters. Alle Abflußwege sind geradlinig bei einheitlich geringstmöglichem hydrologischen Widerstand. Im natürlichen Quellsystem dagegen hat jeder Abflußast einen individuellen Lauf, eine eigene Einmündungsstelle, größtmögliche Sohl- und Uferauhigkeit. Das Quellsystem ist auf Retention, das Dränsystem auf Akzeleration angelegt.
- Ein Dränplan ist auf frühestmögliche Sammlung der Abflüsse (Terminus: Sammler) ausgelegt. Die Vorflut springt deshalb rasch hintereinander auf immer leistungsfähigere Abflußquerschnitte. Eine Dränung ist deshalb nur soviel wert wie ihr Vorflutausbau. Diesem Prinzip der Zusammenführung stellt das Quellmoor ein gewundenes System von Parallelgerinnen gegenüber, die den Zusammenfluß möglichst lange hinauszögern. Rechte Winkel (und natürlich Geraden) fehlen fast vollständig. In den Münchener Quellmooren war beispielsweise die Tendenz unverkennbar, den gesamten Moorabfluß soweit wie möglich auf eine Höchstzahl von Gerinnen zu verteilen. Das genaue Gegenteil zum Dränplan!

Anders als bei den Quellmooren springt die Rückhaltungswirkung der Talniedermoore und Talfeuchtwiesen erst bei Hochfluten an. In ihrer landes- und einzugsgebiets-weiten Summe sind die natürlichen Retentionsräume von großer Bedeutung. Von den Wasserwirtschaftsämtern und in Nutzungsplänen werden und sind sie als Überflutungsräume amtlich ausgewiesen.

Große Niedermoore waren einst die wichtigsten natürlichen Hochwasser-Rückhalteräume entlang der Alpenflüsse. Indem sie Hochwasserspitzen auffingen, dämpften sie Hochwasserschäden im Mittel- und Unterlauf (RINGLER 1987: 62). Das größte intakte Niedermoor Bayerns, das Murnauer Moos, wirkt noch heute als Hochwasser-Schutzraum für das unterhalb liegende Loisachgebiet.

1.9.1.3.2 **Stoffspeicherung und Stoffrückhaltung**

Niedermoortorfe enthalten zu ca. 2,5 bis 4% ihrer Trockensubstanz gebundenen Stickstoff, der im weitgehend anaeroben Milieu relativ wassergesättigter Streuwiesenböden ebenso wie das enthaltene Phosphat größtenteils festgelegt ist. Nur auf wechselfeuchten Standorten wird während der Zeit des Grundwassertiefstandes ein Teil der Nährstoffvorräte im Oberboden durch die Sauerstoffzufuhr mineralisiert.

Erst durch Entwässerung und Belüftung wird der Vorrat an Nährstoffen aus seinen organischen Verbindungen freigesetzt und damit gewässerbelastend. Als enge Nachbarn von Fließgewässern und Seen sind Niedermoore und Streuwiesen Puffer und Regulatoren für den Gewässerschutz. Erst durch Kultivierung verlieren sie diese Rolle und tragen dann sogar stärker als andere Nutzflächen zur Gewässerbelastung bei. So ist zum Beispiel das kultivierte Ufermoor des Ossiacher Sees in Kärnten mit 27% an der P-Belastung aller Seezuflüsse beteiligt.

Erhaltung der natürlichen Wasserverhältnisse in Niedermooren und Streuwiesen bedeutet aber auch Bodenschutz, da in entwässerten und gedüngten Niedermoortorfen unter Ackernutzung ein Humusverzehr von 1-2 cm pro Jahr auftreten kann. Bei Rudnik in Polen hat ein jährlicher Torfschwund von 1,04 bis 1,78 cm die im Jahr 1891 kultivierte Niedermoorfläche zu 77% völlig verschwinden lassen (JASNOWSKI 1977).

1.9.2 **Landschaftsbild** (Bearbeitet von J. Weber)

Ein Landschaftsbestandteil kann in der Regel umso mehr zum Landschaftsbild beitragen, je höher seine Vorkommenshäufigkeit (Flächenanteil) ist. Daneben spielt die tatsächliche Erlebbarkeit (d.h. Wahrnehmbarkeit, Benutzbarkeit) eine wesentliche Rolle. So sind etwa Wiesentälchen oder Lichtungsflächen in waldreicher Gegend sehr stark erlebniswirksam, obgleich sie nur einen kleinen Flächenanteil ausmachen.

Das Landschaftsbild wird keineswegs nur durch die reale Form und Anordnung der einzelnen Landschaftsbestandteile definiert, sondern wird wesentlich durch die Gefühlswelt der Betrachter bzw. Bewohner wahrgenommen. Eng hiermit verbunden sind die Begriffe "landschaftliche Eigenart" (vgl. HERINGER 1980), "Heimat" und auch "Erholung". Am stärksten im Bewußtsein verankert dürften die Streuwiesen durch ihre Blumenwelt sein. Die farbenprächtigen Blühaspekte der Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder mit Enzianen und Mehlprimeln, mit fruktifizierendem Wollgras oder der ultramarinblaue Aspekt der Schwertlilienwiesen sind nicht nur Anziehungspunkte für Urlauber und Touristen, sondern sie genießen vielerorts auch bei einem Teil der ländlichen Bevölkerung ideelle Wertschätzung. Einige Landwirte im Ammergauer Alpenvorland mähen trotz des oft "nutzlosen" Erntegutes auch ohne Finanzausschuß weiterhin ihre Streuwiesen, um deren Blumenwelt zu erhalten.

Neben der Farbenpracht des Vollfrühlings und Frühsommers führen die Streuwiesen durch ihr spätes Ergrünen und frühes Vergilben deutlich den Jahreslauf der Natur vor Augen (vgl. Phänologie, Kap. 1.4.1.1, S. 37). Streuwiesen wirken durch den Wechsel der Blütenaspekte während ihrer kurzen Vegetationsperiode auf die Gefühlswelt. KOCH (1926) beschreibt diese melancholische Wirkung wie folgt: "In der Glut des Hochsommers wächst *Molinia* auf und breitet mit ihren erblühten Rispen ein düster

violettes Wogen über das Riet. Sie wirkt der Rietwiese das Sterbekleid." Wer einmal am frühen Morgen die zahllosen taunassen Spinnennetze im Sonnenlicht glitzern gesehen hat, wird dies nachempfinden können.

Weiterhin bereichern Streuwiesen die Erlebnisqualität der Landschaft, indem sie meist viel reicher mit bildbestimmenden Kleinstrukturen durchgliedert sind als die umliegende Intensivlandschaft. Unebenheiten der Bodenoberfläche, Solitär bäume, Gebüsche, Flutrinnen, (temporäre) Kleingewässer, Feldsteine und andere flurgliedernde Elemente gehen mit der Intensivierung von Streuwiesen im Regelfall verloren.

Die Vielfalt der Hauslandschaften, Ortsbilder, Mundarten, der Trachten und des Brauchtums hat Entsprechung und Herkunft in der Vielfalt der Landschaften Bayerns. Eine Angleichung farb- und formunterschiedlicher Streuwiesen an eine maschinengerechte Einheitslandschaft hat (wie die großflächige Herausbildung strukturarmer Sukzessionsstadien) die Aufgabe eines großen Stückes bayerischer Eigenart zur Folge. Da es sich beim Landschaftsbild nicht ausschließlich um exakt meßbare Größen handelt, unterliegt eine Bewertung stets vermehrt subjektiven Einflüssen. Dies muß bei den folgenden Ausführungen und den Folgerungen hieraus berücksichtigt werden.

Mit einer veränderten oder unterlassenen Bewirtschaftung der Streuwiesen ergeben sich im Landschaftsbild Änderungen unterschiedlicher Qualität. Als "Ausgangszustand" gilt bei dieser Betrachtung die Situation auf dem Höhepunkt der Streunutzung: Das Alpenvorland war noch in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts durch niederwüchsige Moorswiesen geprägt. Die meisten Moränenmulden, aber auch große Verebnungen waren durch einen lange Zeit im Jahr braun ruhenden Teppich mit Gruppen von Streuhaufen (Trischen) bedeckt. Bilder aus dieser Zeit belegen eine für heutige Verhältnisse überraschende landschaftliche Transparenz, die durch die Holz- und Streunutzung in benachbarten Hochmooren und Wäldern noch gesteigert wurde. Einzelgehölze, Hecken und Baumgruppen sorgten für eine raumerzeugende Kulissenwirkung.

Das heutige Landschaftsbild hat sich demgegenüber stark verändert. Ein Großteil der mattbraunen Streuwiesenteppiche wurde in einheitlich und beständig sattgrün leuchtende Fettwiesen und Intensivweiden verwandelt. Kleinstrukturen in oder am Rande von Mooren gingen im gleichen Atemzug verloren. Ein beträchtlicher Teil des verbliebenen Restes der Streuwiesen veränderte durch Brachfallen sein Aussehen grundlegend: An die Stelle offener Wiesen traten hochwüchsiger Staudenfluren oder Röhricht, artenarme Grasfluren mit den Boden verdrängenden Streuschichtdecken, Gebüsch oder feuchtnasse Laubwälder. Nur in geringem Maße wurde dabei die Vielzahl bunter Blüten der Streuwiesen durch andersartige Blühaspekte (z.B. der Hochstauden) ersetzt.

Während die reinen Gestaltveränderungen recht deutlich ablesbar sind, können die Auswirkungen

auf Gefühlswelt und menschliches Verhalten (Erlebnisqualität) schwerer abgeschätzt werden, da sie u.a. von der Sozial-, Persönlichkeits- und Erfahrungsstruktur abhängen (vgl. NOHL 1980). Wie verändern sich also Schönheit der Landschaft, Heimatidentität und Erholungseignung durch Verschwinden oder Brachfallen der Streuwiesen? Mit einiger Sicherheit ist folgendes zu erwarten:

- Flächige Verbrachung mindert die visuell wahrnehmbare Gliederung der Landschaft. Flurformen, Wasserläufe, Wege, Einzelgehölze, Kleinrelief und andere flurgliedernde Elemente werden durch großflächige Brachfluren verwischt bzw. verdeckt und sind als gebietstypische Gestalt und Erlebniselemente weniger erkennbar (Identitätsverlust). Auf kleiner Fläche dagegen vermögen Brachflächen diese Elemente sogar zu betonen. Intensivierung hingegen bringt oft eine Beeinträchtigung oder Zerstörung der landschaftsgliedernden Elemente und Vereinheitlichung mit sich.
- Flächige Verbrachung mindert die direkte Erlebbarkeit. Durch Vernässung, Bultbildung und hochwüchsige Vegetation werden Betretbarkeit und Benutzbarkeit vermindert. Auch der optische Reiz und die Anziehungskraft von Blumen, Schmetterlingen, Heuschrecken u.a. entfallen weitgehend. Wege werden unbenutzbar, da sie zur Pflege nicht mehr benötigt werden. Intensivierung schränkt die Erlebbarkeit drastisch ein durch Umzäunung und gesetzliches Betretungsverbot.

Die Entwicklung der Erlebnisqualität bei Verbrachung hängt, abgesehen von den Benutzerstrukturen, stark von der Umgebung, Größe, Form und Lage der Flächen ab. Sukzession in wald- und "wildnis"ärmeren Gegenden wird eher bereichernd wirken, ebenso können sich kleinflächige, maßvoll verteilte Brachflächen durch Entstehung von Randeffekten, Leitwirkungen und Raumbildungen positiv auswirken. Verbrachung wird vor allem bei großräumigem, hochstetigen Auftreten oder bei weiterer Reduzierung bereits im Mangel befindlicher Landschaftsteile die Erlebnisqualität vermindern. Intensivierung reduziert die Erlebnisqualität dagegen kategorisch durch starke Vereinheitlichung des Erscheinungsbildes und durch Betretungsverbote.

1.9.3 Erd- und Heimatgeschichte (Bearbeitet von J. Weber)

Stratigraphische Bodenuntersuchungen geben Aufschluß über die Erdgeschichte der Standorte von Streuwiesen seit der letzten Eiszeit. Die Abfolge der einzelnen Schichten des Bodenprofils zeigt z.B. die Häufigkeit und den Umfang der Sedimentation durch Überflutungen von benachbarten Gewässern an. Die Torfmächtigkeit und Torfzusammensetzung läßt auf die frühere Vegetation sowie frühere hydrologische Verhältnisse schließen.

Moorböden können darüber hinaus einer Pollenanalyse unterzogen werden. Durch Altersbestimmung der im Torf eingeschlossenen Pollenkörner mit der C₁₄ (Radiokarbon)-Methode erhält man ein Bild

über die Vegetationsentwicklung, Waldzusammensetzung und die Klimageschichte auch im weiteren Umfeld der Streuwiese.

Die Rekonstruktion der ehemaligen Streuwiesendichte eines Gebiets gibt Aufschluß über dessen Agrarstruktur im vorigen bzw. in der ersten Hälfte des 20. Jahrhundert. So deutet ein hoher Flächenanteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche auf eine vorherrschende (Milch-)Viehwirtschaft, die mit einem hohen Einstreubedarf gekoppelt war (vgl. GANZERT 1992). Heute regenerierende, bäuerliche Torfstiche mit streuwiesenähnlicher Vegetation geben Aufschluß über die frühere Brenntorfgewinnung, die in nahezu allen großen Mooregebieten noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts weit verbreitet war.

1.10 Bewertung einzelner Flächen

(Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

Wenn auch sämtliche heute noch erhaltenen intakten Streuwiesen grundsätzlich als schutz-(und pflege-)würdig einzustufen sind, verleihen ihnen ihre spezifischen Eigenschaften doch einen unterschiedlichen Wert. Bei besonders hochwertigen Objekten ist beispielsweise ein höherer Mitteleinsatz zu vertreten (z.B. für Flächenvergrößerungen, Abpufferungen und dgl., aber auch Vornahme von wissenschaftlich dokumentierten Pflegekontrollen usw.) als bei Streuwiesen ohne besonders herausragende Eigenschaften. Die Kriterien, die den Wert einer Streuwiese erheblich mitbestimmen, fußen auf zum Teil sehr verschiedenartigen Inhalten wie unten näher ausgeführt wird:

- Präsenz bayernweit oder regional hochgradig gefährdeter Pflanzen- und Tierarten;
- Vorkommen sehr seltener Pflanzengemeinschaften, Zustandsbeschaffenheit gebietstypischer Pflanzengemeinschaften;
- Strukturdiversität der Streuwiesenfläche;
- Erhaltungsgrad des Gesamt-Lebensraumkomplexes "Moor" bzw. "Aue";
- Kontakt- und Mosaikkomplexe von Streuwiesen mit andersartigen, hochwertigen Ökosystemtypen (z.B. Kalkmagerrasen);
- Flächengröße, Vernetzungs- und Isolationsgrad;
- geomorphologische Besonderheiten;
- archäologische und kulturgeschichtliche Besonderheiten;
- Bedeutung für das regionale oder lokale Landschaftsbild.

Kriterieninhalte wie Vorkommen seltener Tier- und Pflanzenarten einerseits und Erhaltung geomorphologischer Zeugnisse wie Kalktuffbänke andererseits lassen sich nicht zwanglos zueinander in Beziehung setzen, vergleichen und in Wertpunkten beziffern. Die Aufstellung umfangreicher **Punktbewertungs-**

systeme, welche die oben genannten Kriterien miteinander verrechnen (vgl. z.B. WITSCHHEL 1980: 169ff.), halten wir schon aus theoretischen Gründen für nicht überzeugend*, ganz abgesehen davon, daß sie sich wegen ihrer Komplexität kaum in die Naturschutzpraxis umsetzen lassen. Ebenso kann auch über **Bewertungsschlüssel** der relative Wert von Streuwiesen zueinander nicht eindeutig bestimmt werden. Auf eine "Schutzwürdigkeitsrangfolge" unterschiedlicher Flächen wird daher bewußt verzichtet.

Die ausgewählten Kriterien betreffen zum Teil Sachverhalte, die durch die Art der Pflege gesteuert werden können, wie zum Beispiel die Anzahl und vor allem die Populationsstärken von Rote-Listen-Arten. Andere Eigenschaften, die den Naturschutzwert einer Streuwiese mitbestimmen, wie besondere geologische und geomorphologische Eigentümlichkeiten, lassen sich durch die Art der Pflege - abgesehen von der besseren Zurschaustellung - nicht positiv verändern.

Wie schon im einleitenden Absatz zu diesem Kapitel angesprochen, kann sich die Ermittlung eines "besonderen Naturschutzwertes" nach den von uns vorgeschlagenen Kriterien nur auf die Ausarbeitung von Pflege- und Entwicklungskonzepten zu den ins Auge gefaßten Flächen beziehen. Ungeeignet sind diese Kriterien zur Bewertung von Eingriffen nach Art. 6a, BayNatSchG.

1.10.1 Pflanzen- und Tierarten

1.10.1.1 Farn- und Blütenpflanzen

Als Datengrundlage finden vor allem die Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns (SCHÖNFELDER 1986) und die Listen landkreisbedeutsamer Arten in den ABSP- Landkreisbänden Verwendung. Damit werden auch die Vorkommen regional seltener Arten berücksichtigt. Als Kriterien für **besondere Hochwertigkeit** von Streuwiesen schlagen wir vor:

- nach der RL-Bayern Arten mit dem Status "Gefährdet Grad 1 = Vom Aussterben bedroht": bereits bei Vorkommen von **einer** Art;
- nach der RL-Bayern Arten mit dem Status "Gefährdet Grad 2 = Stark gefährdet": bei Vorkommen von **drei** Arten oder bei Vorliegen **einer individuenreichen Population** (vom ABSP als "überregional" oder "landesweit bedeutsam" eingestuft);
- nach der RL-Bayern mit Status "Gefährdet Grad 3 = Gefährdet": bei Vorkommen von **fünf und mehr** Arten;
- "landkreisbedeutsame Arten" nach dem ABSP: Vorkommen von **fünf und mehr** Arten; das Vorkommen von einer landkreisbedeutsamen Art in einer "überregional" oder "landesweit bedeutsa-

* Punkte, die für so verschiedenartige Kriterien wie "seltene Arten" und "kulturhistorische Bedeutung" vergeben werden, halten wir nicht für addierbar; nutzwertanalytische Bewertungs- bzw. Verrechnungsansätze gehen u.E. fehl.

men" Population rechtfertigt bereits die Zuordnung der bewerteten Streuwiese zu einer "besonderen Hochwertigkeit".

1.10.1.2 Tierarten

Als Bewertungskriterium soll die 1992 neu erschienene Rote Liste gefährdeter Tierarten in Bayern (StMLU1992) herangezogen werden.

Bei der Fauna können keine pauschalen Angaben zur Mindestzahl an Rote Liste-Arten gemacht werden, ab der eine Streuwiese als "besonders hochwertig" angesehen werden kann. Da eine Bestandsaufnahme der gesamten Fauna einer Streuwiese nicht realisiert werden kann, muß die ermittelte Anzahl Roter Liste-Arten in Beziehung zum Artenreichtum der untersuchten Tiergruppe gesetzt werden. Während bei artenarmen Taxa, wie den Heuschrecken oder Reptilien, bereits wenige Rote Liste-Arten auf eine besondere Hochwertigkeit hinweisen, können auch weniger hochwertige Streuwiesen eine größere Anzahl gefährdeter Arten artenreicher Gruppen wie z.B. Wildbienen oder Käfer aufweisen. Daher wird vorgeschlagen:

- eine **besondere Hochwertigkeit** soll zumindest allen Streuwiesen-Lebensraumkomplexen, in denen wertbestimmende Arten (Arten mit bayern- oder bundesweiter Gefährdung der Stufen 1 und 2, vgl. Kap. 1.5.2.1, S. 100) nachgewiesen sind, zuerkannt werden;
- ebenso können Streuwiesen mit Vorkommen mehrerer Arten der Gefährdungsstufe 3 aus artenarmen Tiergruppen als besonders hochwertig angesehen werden.

1.10.2 Vorkommen und Zustandsbeschaffenheit seltener Pflanzengemeinschaften

Eine besondere Hochwertigkeit von Streuwiesen-Lebensräumen ergibt sich bei dem Vorkommen folgender Pflanzengemeinschaften, die auch auf Streuwiesen-Verhältnisse bezogen sehr selten geworden sind:

- Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese, insbesondere Ausbildungen mit *Allium angulosum*;
- Gesellschaft des Schwarzen Kopfrieds (SCHOENETUM NIGRICANTIS);
- Steifseggen-Überflutungsstreuweisen, insb. Ausbildungen mit *Carex buxbaumii* oder *Lathyrus palustris*;
- Faden-/Steifseggen-Streumischbestände; Ausbildungen mit dem Skorpionsmoos ("SCORPIDIO-CARICETUM DISSOLUTAE").

1.10.3 Strukturdiversität

Der mögliche Artenreichtum eines Streuwiesen-Lebensraumes steht in einem engen Zusammenhang mit seiner Strukturdiversität.

Positiv mit der Strukturdiversität korreliert:

- das Vorhandensein eines Mikroreliefs aus Bunkten bzw. Bulten, Mulden bzw. Seigen und Rinnen;

- Feuchtegradient(en) auf der Fläche, Übergänge zu Verlandungszonen oder zu Magerrasenstandorten;
- Mosaik aus unterschiedlichen Vegetationsstrukturen, z.B. Kleinseggenrasen mit +/- bultigen Großseggenrieden und locker gestreuten Gebüsch- bzw. Zwergstrauchgruppen.

Negativ korreliert mit der Strukturdiversität sind:

- keine Mikro-Relieffdifferenzierung vorhanden;
- keine Feuchtegradienten innerhalb der Fläche;
- Vegetationsstruktur monoton-einheitlich.

1.10.4 Lebensraumkomplexe von Streuwiesen mit andersartigen, hochwertigen Ökosystemtypen

Liegen unmittelbare Kontakte von Streuwiesen zu folgenden (u.a. in anderen LPK-Bänden behandelten) Ökosystem-Typen vor, so muß das Gebiet als "besonders hochwertig" gelten:

- unverbaute, naturnahe Bachläufe und/oder Quellfluren (s. LPK-Band II.19 "Bäche und Bachufer");
- Bach- und Flußauwälder;
- Bruchwälder und Moorgebüsche;
- Übergangs- und Hochmoore;
- regenerierende Torfstiche;
- Kalkmagerrasen (s. LPK-Band II.1);
- Bodensaure Magerrasen (s. LPK-Band II.3).

1.10.5 Flächengröße, Vernetzungs- und Isolationsgrad

Sowohl die Größe einzelner Streuwiesen als auch deren Lage untereinander und zu verwandten Lebensraumtypen bestimmen maßgeblich den Artenreichtum und die Biozöosen- bzw. Strukturvielfalt. Mit zunehmender Größe einer Teilfläche

- steigt die Überlebenswahrscheinlichkeit angesiedelter seltener Arten. Insbesondere wiesenbrütende Vogelarten benötigen zur Revierbesetzung eine Mindestfläche mit geeigneter Habitatstruktur (siehe LPK-Band II.6, in dem die Wiesenbrüter ausführlich besprochen werden);
- vergrößern sich die Spielräume für ein differenziertes Pflege- und Entwicklungs-Management;
- nimmt der Anteil der durch äußere Einflüsse gefährdeten Randzone an der Gesamtfläche ab (vgl. Kap. 2.4).

Die Bewertung einer Fläche nach ihrer Größe variiert sehr stark mit der spezifischen naturräumlichen Ausstattung an naturbetonten Lebensräumen. So kann in "ausgeräumten Landschaften" bereits Iha großen Streuwiesen eine große Bedeutung zukommen.

Grundsätzlich ist von zwei sonst gleichartigen Streuwiesen diejenige mit der besseren **Verbund-Lage** wertvoller. Besondere Beachtung verdienen Streuwiesen - das gilt selbst für kleinflächige, durchgehend erheblich gestörte Restflächen -, die infolge einer zentralen Lage als **Trittsteinbiotope** eine wesentliche **Vernetzungsfunktion** zwischen zwei oder

mehreren weiteren Streuwiesen wahrnehmen. Die Grundlagen des Biotopverbunds in bezug auf Streuwiesen werden im Kapitel 2.6.1 dargestellt, so daß sich an dieser Stelle weitere Ausführungen zur Bedeutung einzelner Streuwiesen für den Biotopverbund erübrigen.

1.10.6 Geologische und geomorphologische Besonderheiten

Beherrgt eine Streuwiese oder ein Quellmoor geologische und geomorphologische Besonderheiten, so kann dies durchaus als der (meist) wertbestimmende Faktor hervorgehoben werden, zumal sich geologische und geomorphologische Eigenschaften durch Pflege nicht verändern lassen. Allenfalls können durch geeignete Pflegemaßnahmen diese Eigenschaften besser sichtbar gemacht werden. Als "besonders hochwertig" müssen auch von der Vegetationsbeschaffenheit her in keiner Weise herausragende Streuwiesen gelten, die folgende geologische und geomorphologische Eigenschaften aufweisen:

- Quellmoore und Quellfluren mit unversehrten Kalktuff- und Kalksinterbänken;
- Wiesenmoore mit Almkalkausscheidungen;
- Quelltrichter und Quellschlote mit dauerhafter Schüttung (z.B. im Pulvermoos bei Unterammergau und im östlichen und südlichen Murnauer Moos);
- Findlinge bzw. Felsblöcke (z.B. in den ostbayerischen Grenzgebirgen);
- Buckelfluren mit Streuwiesenvegetation (z.B. in der Magnetsrieder Hardt östl. von Weilheim/Obb.).

1.10.7 Kulturhistorischer Informationsgehalt

Ebenfalls als "besonders wertvoll" müssen Flächen gelten, die in besonderem Maße traditionelle Bewirtschaftungsweisen in der Landschaft dokumentieren. Sie erinnern an frühere Landnutzungsformen in der Landschaft. Dazu zählen beispielsweise:

- Bewässerungseinrichtungen von wechsellökenden Streuwiesen (vgl. GÖRS 1951: 210f.);
- Heustadelwiesen;
- traditionelle Streuwiesenlandschaften (z.B. Murnauer Moos, Ampermoos).

1.10.8 Bedeutung für das Landschaftsbild, Erlebniswert

Insbesondere großräumige, ganze Landschaftsausschnitte prägende, blütenreiche Streuwiesen zeichnen sich durch einen hohen Erlebniswert aus. Sie sind besonders hochwertig, auch wenn sie hinsichtlich ihrer Artenausstattung nicht zu den Spitzenobjekten zählen. Sehr wertvoll für das Landschaftsbild sind zudem innerhalb von Waldgebieten gelegene Streuwiesen, die beispielsweise die Talsohle eines Bachtälchens offenhalten.

1.11 Gefährdung, Rückgang, Zustand

(Bearbeitet von U. Schwab und B. Quinger)

Dieses dreigeteilte Kapitel befaßt sich im ersten Abschnitt "Rückgang" (1.11.1) zunächst mit dem dramatischen Flächenrückgang der Streuwiesen seit dem späten 19. Jahrhundert und stellt beispielhaft für verschiedene Gebiete Bayerns Flächen- und Artenverluste seit Ende des letzten Jahrhunderts dar. Der zweite Abschnitt "Zustand" (1.11.2, S. 170) schildert den aktuellen Beeinträchtigungsgrad unterschiedlicher Streuwiesentypen in einigen Regionen Bayerns. Das Unterkapitel 1.11.3 "Gefährdung" (S. 176) faßt schließlich Gefährdungsfaktoren und -prozesse zusammen, die gegenwärtig weitere Degradationen der Streuwiesen verursachen. Ebenso wird auf Entwicklungen hingewiesen, die allen Anlaß zu der Befürchtung geben, daß sie sich in Zukunft schädigend auf die Streuwiesen auswirken oder zumindest die Erhaltung der Streuwiesen sehr erschweren.

1.11.1 Rückgang

1.11.1.1 Rückgangsursachen

(Bearbeitet von B. Quinger)

Ebenso wie die Entstehung und flächenhafte Ausbreitung von Streuwiesen in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts (s. Kap. 1.6.1.2, S. 134) steht auch der großräumige Rückgang in engem Zusammenhang mit der agrarstrukturellen Entwicklung.

Die ersten groß angelegten Moorkultivierungen reichen in Bayern ins späte 18. Jahrhundert zurück, als die Kultivierung des Donaumooses auf Anweisung von Kurfürst Karl Theodor in Angriff genommen wurde und nicht weniger als 17 700 Hektar Moorgrund durch Entwässerungsgräben und Entwässerungskanäle erschlossen wurden. Zugleich erfolgte die Gründung der Moorkolonie Karlskron, um den Kultivierungsbemühungen Nachhaltigkeit und Dauer zu verleihen.

Die Voraussetzungen für wirklich erfolgreiche und dauerhafte Moorkultivierungen wurden jedoch erst ein gutes halbes Jahrhundert später in den 60er und 70er Jahren des 19. Jahrhunderts mit dem Eingang der Minereraldünger in den Landbau auf breiter Front geschaffen (vgl. HAUSHOFER 1963: 153ff.). Den im späten 18. und im frühen 19. Jahrhundert durchgeführten Moorkultivierungen waren nur bescheidene Erfolge beschieden. Auf den kultivierten (d.h. entwässerten) Moorböden nahmen infolge Nährstoffverknappung die Erträge bereits nach wenigen Jahren ackerbaulicher Nutzung rapide ab und verursachten nicht selten die Verarmung und Verelendung der Moorkolonisten. Nun konnten durch Zudüngung die Ernteerträge auf den kultivierten Moorböden gesichert werden.

Im späten 19. Jahrhundert setzte daher eine neuerliche Kultivierungswelle ein, die spätestens mit der Gründung der Bayerischen Landesmoorkulturanstalt im Jahr 1895 staatlicherseits eine zentrale Steuerung erhielt. Die Landesmoorkulturanstalt hat-

te sich nach BAUMANN (1897) "nur die Aufgabe gestellt, daß die Moore möglichst bald und möglichst nutzbringend verwertet werden... und daß alle kulturfähigen bayerischen Moore nach und nach in fruchtbare Äcker, Wiesen und Wälder sich verwandeln".

Einen immensen Auftrieb erhielt die Kultivierungstätigkeit durch die allmähliche Mechanisierung der Landwirtschaft seit der Jahrhundertwende. Bereits kurz vor und verstärkt nach dem Ersten Weltkrieg (1914-1918) wurde die Kultivierung der großen Niederungsmoore in Angriff genommen.

Eine authentische Beschreibung der Meliorationstätigkeit des Menschen im Dachauer Moos bis in die frühen 20er Jahre hinterließ Frau RUOFF (1922: 142f.) in ihrer Monographie des Dachauer Moores, die heute zu Klassikern der bayerischen Moorliteratur zählt: "Tiefer waren die Eingriffe, die vom Rande des Moores herkamen. Das Randgebiet ist von alters her durch die Bauern in Kultur genommen, der Wald gerodet worden und das Gelände durch Entwässerung in primitive Wiesen und Weiden umgewandelt worden. Die Wiesen, welche in diesem Zustand nur Streu gaben, sind allmählich -ohne Umbruch und Ansaat- nur durch Mistdüngung, *in den letzten Jahrzehnten auch durch Kunstdünger**, gänzlich verändert worden und die typischen Moorpflanzen sind von ihnen verschwunden. Dann begann die Kultur auch in das Innere des Moores einzudringen, in den achtziger und neunziger Jahren entstanden Dammkulturen der Löwenbrauerei auf dem Obergrashof, Anlagen bei Augustenfeld und der Rotschweige, große Moorkulturen des Gutes Mittenheim bei Schleißheim. *Nach 1900 wurden die Arbeiten wieder reger durch die Mitwirkung der 1895 entstandenen Bayerischen Moorkulturanstalt.* 1908 wurden die umfangreichen Kulturen der Hackerbräuschweige unternommen, *seit 1911 wird von der neu gegründeten Moorkulturstation Schleißheim aus intensiv weiter kultiviert.* In den letzten 3-4 Jahren sind wieder bedeutende Veränderungen vor sich gegangen. Speziell der breite Streifen zwischen Dachau und Schleißheim wird immer mehr angebaut und besiedelt, sind doch hier in letzter Zeit 24 kleine bäuerliche Höfe und 2 große staatliche Gutshöfe entstanden, die letzten mit rund 300 und 500 Tagwerk (100 und 170 Hektar).

Die etwa 2200 Tagwerk großen Flächen der Hofjagdverwaltung, welche nicht abgetorft und in ziemlich ursprünglichen Zustände erhalten waren, sind 1920 und 1921 auch umgeackert worden. Durchgreifende Änderungen bringen auch die immer weiter fortschreitenden Bachregulierungen hervor. *So ist der Kalterbach, der das Schwarzhölzl (nächst Schleißheim) durchfließt, in seiner ursprünglichen Gestalt verschwunden und durch schnurgerade Kanäle ersetzt, die mit ihren weißen Kiesufern sich wie eine offene Wunde durch das gelichtete Gehölz zie-*

hen. ... Besonders schmerzlich für den Floristen und Pflanzengeographen sind die Zerstörungen durch die Regulierung der Moosach im unteren Dachauer Moos, zwischen Unterschleißheim und Pulling. *Hier, wo sonst tiefe Einsamkeit herrschte, die nur im Spätherbst durch Streumäher unterbrochen wurde, ist jetzt reges Leben. Schienenstränge ziehen sich durch das Moor, der Torfbagger pfeift, es wimmelt von Arbeitern, die hier auch ihre Baracken haben.* Durch die Neuanlagen sind die Fundstellen des schönen Karlszepters zum größten Teil schon zerstört, ebenso die üppige Ufervegetation an der Moosach und ihrer Altwässer."

Die fortschreitende Kultivierung der Moore in der Münchener Ebene im späten 19. und frühen 20. Jahrhundert (und zugleich auch der Heideflächen! Vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.11.1.1), aber auch in anderen Niederungsbereichen, wie zum Beispiel entlang der Unteren Isar, vergrößerte schlagartig die Acker-Anbauflächen und somit die Strohgewinnung, so daß in den tiefergelegenen Regionen Bayerns der Bedarf an Einstreumaterial drastisch abnahm und ein bestandeserhaltendes Nutzungsinteresse an den Streuwiesen immer mehr verloren ging.

Ab Mitte der 30er Jahre wurden durch den Reichsarbeitsdienst die Kultivierung landwirtschaftlicher Flächen auch auf abgelegenen Grenzertragslagen wie dem Bayerischen und Oberpfälzer Wald vorangetrieben. Erleichtert wurden die Niedermoor-meliorationen vor dem Zweiten Weltkrieg durch den Einsatz dampfbetriebener Bagger und zahlreicher, durch den Reichsarbeitsdienst rekrutierter Arbeitskräfte.

Die größten Verluste in den verbliebenen Moor- und Streuwiesen-Gebieten des Alpenvorlandes und der bayerischen Grenzgebirge fanden erst nach 1950 statt und erreichten in den drei Dekaden zwischen 1950 und 1980 ihren Höhepunkt. In den Grünlandgebieten der kühl-feuchten Regionen war der Streubedarf noch bis weit in die Nachkriegszeit hinein erhalten geblieben. Doch auch in diesen Regionen erfolgte bis 1960 nahezu vollständig die "Traktorisierung" der Landwirtschaft und somit die Ablösung des bis 1930 vorherrschenden Gespannbauers durch den Typ des mechanisierten Landwirts (vgl. HAUSHOFER 1963:245).

Die durch die Technisierung mögliche Umstellung von Mist- auf Güllewirtschaft, der Bau moderner Stallungen mit Schwemmentmistanlagen, der Zukauf von Stroh von anderwärts ließ auch in den klassischen Grünlandregionen den Bedarf an Einstreumaterial drastisch zusammenbrechen. Der Zwang zur Aufstockung der Viehbestände durch EG-Förderrichtlinien zog die Umwandlung der überflüssig gewordenen Streuwiesen in Wirtschaftsgrünland nach sich, zumal zwischenzeitlich

* Von den Autoren dieses Bandes wurden einige Passagen aus dem Text von Frau RUOFF zur besonderen Hervorhebung kursiv gesetzt

die Dräntechnik weitere Fortschritte gemacht hatte und fast vollautomatisch arbeitende Maschinen zur Dränrohrlegung zum Einsatz brachte. Zur Deckung des erhöhten Futterbedarfs schob sich ab den späten 60er Jahren der Maisanbau immer weiter in die vormalig reinen Grünlandgebieten vor. Ihm fielen beispielsweise in den Lkr. STA, WM und TÖL nach eigenem (QUINGER) Erleben zahllose Streuwiesen zum Opfer.

Große Verluste an Streuwiesen im Voralpinen Hügel- und Moorland wurden zuletzt in den 70er Jahren im Zuge von Flurbereinigungen verursacht.

Die Einführung der EG- Milchkontingentierung und die Novellierung des Bayerischen Naturschutzgesetzes im Jahr 1982 konnten den Rückgang der Streuwiesen zwar deutlich verlangsamen, aber nicht vollständig beenden. Anstelle weiterer Meliorationen bewirkte nun in zunehmendem Maß die Nutzungsaufgabe und somit die Brache weitere Rückgänge der Streuwiesen.

Mit der Einführung des Erschwernisausgleichs im Jahr 1983 erfolgte erstmals eine wirksame Steuerungsmaßnahme, um dem bereits von O. KRAUS im Jahr 1963 beklagten Streuwiesen-Sterben ein Ende zu setzen. Seit der Einführung des Erschwernisausgleichs kann die heute als Pflege deklarierte Herbstmahd der Streuwiesen staatlicherseits finanziell honoriert werden.

Für den Rückgang der Streuwiesen in Bayern war allerdings nicht allein der Nutzungswandel in der Landwirtschaft verantwortlich.

Streuwiesenflächen gingen in erheblichem Umfang auch durch folgende Zerstörungsprozesse verloren:

- Aufforstungen führten insbesondere im Bereich von Waldgebieten (z.B. im Kerschbacher Forst, in der Grasleitener Moorlandschaft, in der Magnetsrieder Hardt usw.) zu erheblichen Streuwiesen-Verlusten; im Voralpinen Hügel- und Moorland sind vor allem Streuwiesen in der Grundmoränenlandschaft, weniger in den Seebecken von Aufforstungen betroffen gewesen.
- Der expandierende Flächenanspruch für Siedlungen, Gewerbegebiete und Verkehrswege tangierte auch naturbetonte Lebensräume wie Streuwiesen. Drastische Streuwiesen-Verluste verursachte seinerzeit in den 60er und 70er Jahren der Bau der Autobahn München-Garmisch; das südöstliche Murnauer Moos wurde durch diesen Autobahnbau stark entwertet. Ähnliche Streuwiesen-Verluste verursachte der Bau der Autobahnstrecke Kempten-Füssen durch das Ostallgäuer Hügelland.
- Teichanlagen für Fischzucht: Eine relativ häufige Zerstörungsform insbesondere von quelligen und von Bächen durchflossenen Streuwiesen-Lebensräumen stellen Fischzuchtanlagen dar, die von Flurstücksbesitzern oder Pächtern zur gewerblichen Nutzung ihres Grundes errichtet wurden.
- Anlage von Stauseen: Der Anlage von Stauseen fielen große Streuwiesen-Areale zum Opfer. Eines besonderen Tribut forderten der Bau des

Ismaninger Speichersees in den 20er Jahren im Süden des Erdinger Mooses oder die Anlage des Forggensees in den 50er Jahren.

- Sportbetrieb: Der Sportbetrieb forderte ebenfalls seinen Tribut an Streuwiesen. Nicht selten wurden neue Fußballplätze in den 60er und 70er Jahren in Streuwiesengebieten angelegt.
- Freizeitbetriebe an Seeufern: Freizeiteinrichtungen an Seeufern führten zu schmerzlichen Streuwiesen-Verlusten. An einigen Seen führte die Anlage von Bootshäfen, Segelclubs oder Badeanstalten zu drastischen Zerstörungen von Seeried-Streuwiesen.

1.11.1.2 Bilanzen zum Flächenrückgang

(Bearbeitet von U. Schwab)

Mit der großen Kultivierungswelle großer bayerischer Niedermoore vor und nach dem Ersten Weltkrieg setzte ein drastischer Flächenrückgang der Streuwiesen ein, von dem zunächst nur die klimatisch benachteiligten, kühl-humiden Regionen weitgehend ausgespart blieben. Betroffen waren insbesondere folgende Gebiete:

- Dachauer Moos und Erdinger Moos im Norden der Münchener Ebene; von 44.000 ha blieben (nach RINGLER 1985) bis 1950 noch 5-10 ha Niedermoorfläche erhalten;
- Mettenbacher und Königsauer Moos im Unteren Isartal; die ursprünglich 7500 ha waren 1950 buchstäblich restlos zerstört.

Während und nach dem Zweiten Weltkrieg verlangsamte sich vorübergehend die Flächenabnahme, um sich ab 1950 mit steigender Geschwindigkeit fortzusetzen. Zuerst führten die bereits in der Vorkriegszeit begonnenen Meliorationen der oben genannten Niedermoore zu einer weiteren Bestandsabnahme dortiger Streuwiesen. Bereits 1954 beklagt RIEDER (1954) den dramatischen Flächenverlust im Heiligenstädter Moos sowie die völlige Vernichtung des Feuchtgebiets "Saxirl" (KEH). Die zweite Entwässerungswelle der Niedermoore im Maintal während der 50er Jahre hatte einen praktisch vollständigen Verlust der Stromtal-Pfeifengraswiesen im Haßfurter Moos und im Lkr. MIL sowie einen starken Rückgang bis auf wenige ha zersplitterter Restfläche im Schweinfurter Becken (mit den "Grettstädter Wiesen" als Kernzone) zur Folge.

Zwischen 1955 und 1980 ging der Bestand an Streuwiesen besonders stark zurück. So blieben nach der erst Ende der 60er Jahre einsetzenden Entwässerung im Donauried (GZ, DLG) 1974 noch ca. 2-3% der Streuwiesenflächen von 1960 übrig (ABSP- Landkreisband GZ). Im Isarmündungsgebiet (DEG) gingen extensive Feuchtwiesen und Kalkniedermoore zwischen 1950 und 1984 von etwa 3,3 auf 0,05 km² zurück (ca. 1,5% des Ausgangsbestands; RINGLER 1984). In den Niedermooren der Iller-Lech-Schotterplatten (Salgener Moos, Pfaffenhauser, Pleßer, Obenhauser, Finninger, Gannertshofer Ried u.a.) blieben bis 1980 schätzungsweise 5% des Ausgangsbestands in größtenteils stark degradiertem Zustand übrig (ABSP-Landkreisbände GZ, MN,

NU). Das NSG Gfällach (2,4 ha) im Erdinger Moos ist, neben einigen kleinen Splitterflächen von ca. 0,1 ha Größe wie dem Lochhausener Sandberg, das letzte Überbleibsel der ehemals ca. 40.000 ha umfassenden Münchener Quellmoore (RINGLER 1985b).

Im Unterbayerischen Tertiärhügelland fällt die Phase der aktiven Streuwiesenzerstörung hauptsächlich auf den Zeitraum zwischen 1960 und 1975. Grundsätzlich wurden zunächst trockenere und weniger steile Bestände zerstört, anschließend auch quellige und die der steileren Hanglagen.

Streuwiesen, die aufgrund der hydrologischen und geomorphologischen Gegebenheiten nicht melioriert werden konnten oder sollten, wurden als nicht gewinnbringendes Ödland aufgeforstet, aufgeschüttet, mit Fischeichen und Wochenendhäusern versehen oder einfach brach liegen gelassen. Vorsichtig geschätzt dürfte der verbliebene Restbestand an Streuwiesen im Unterbayerischen Hügelland heute weniger als 1% des Bestands des ausgehenden 19. Jahrhunderts betragen, in manchen, insbesondere schwach reliefierten Gebieten sind Totalverluste zu beklagen.

Durch die zerstörungsbedingte Selektion nasser und quelliger Standorte haben sich die Anteile der entsprechenden Gesellschafts- und Artenpotentiale am Gesamtvolumen verschoben. Dies bedeutet, daß unter Zugrundelegung des früheren Bestands an Streuwiesen und Flachmooren die nassesten Ausbildungen als von Natur aus seltenste Bestände heute überrepräsentiert sind, während wechselfeuchte, leicht meliorierbare Streuwiesen vielerorts kaum mehr Restbestände aufweisen, obwohl sie ehemals wahrscheinlich weit verbreitet waren (STEIN1992).

Ziemlich genaue Flächenverlust-Bilanzierungen liegen aus einigen Regionen des Alpenvorlands vor:

- im Alt-Lkr. RO wurden in den Jahren 1966 bis 1981 zumindest 81 % der Kalkflachmoore auf wertvollen und flächenmäßig bedeutenden Teilflächen zerstört (RINGLER 1981b);
- im Lkr. WM nahm die Fläche der genutzten Streuwiesen zwischen 1973 und 1978 von 4857 ha auf 4175 ha um 14 % ab, wobei der durchschnittliche jährliche Verlust mit 114 ha zu beziffern ist. Würde sich dieser Trend gleichmäßig fortsetzen, so wären nach 37 Jahren (im Jahre 2015) sämtliche Streuwiesen verschwunden (STEGMAIER 1982: 108);
- im Langenmoos am Hohen Trauchberg (WM) wurden von 1972 bis 1978 70% der ehemals 20 ha umfassenden Streuwiesenflächen melioriert und in Intensivgrünland mit Mehrschrittnutzung umgewandelt (STEGMAIER 1982: 107).

Der zeitliche Ablauf und die Art der Flächenumwandlung von Streuwiesen läßt sich am Beispiel zweier Gemeinden in den östlichen Loisach-Kochelseemooren (TÖL) genauer belegen: In Bichl wurden im Zuge eines Flurbereinigungsverfahrens zwischen 1966 und 1975 von 370 ha Moorfläche 239 ha (65%) dräniert. Dabei verschwanden alle in

Ortsnähe gelegenen Streuwiesen, es blieben ca. 55 ha vorwiegend bodensaure, ortsfrem gelegene Streuwiesen übrig. Bis 1988 nahm die Fläche um weitere 22 ha (40%) ab, davon

- 9 ha durch Melioration,
- 11 ha durch Brachfallen (entspricht ca. 27% der heutigen Gesamtfläche),
- 2 ha durch Aufforstung.

Im Gemeindegebiet Benediktbeuern östlich der Loisach schrumpfte die Streuwiesenfläche zwischen 1948 und 1976, sowohl meliorations- wie auch brachebedingt, von rund 400 ha auf 180 ha. Von 1976 bis 1988 ging die Fläche insbesondere durch Nutzungsaufgabe weiter zurück auf rund 75 ha genutzte Streuwiesen, dazu kommen noch 27 ha Brache (s. Abb.1/13, S. 169). In beiden Gemeinden ist der Flächenanteil an genutzten Streuwiesen - bezogen auf das Gebiet der Loisach-Kochelseemoore östlich der Loisach - zwischen 1948 und 1988 von rund 50% auf ca. 8% zurückgegangen (GILCHER 1989). In den Lkr. Ostallgäu und Oberallgäu verschwanden seit 1945 ca. 90 % der enzianreichen Streuwiesen (StMLU 1986b).

Von den 1954 für Bayern insgesamt ermittelten 65.900 ha Streuwiesenfläche waren 1982 nach amtlicher Statistik nur noch 26.139 ha (=40%; mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt am Alpenrand) erhalten (KONOLD & HACKEL1990).

Streuwiesen- Totalverluste sind schließlich noch aus folgenden, bisher noch nicht genannten Gebieten belegt (Quelle: ABSP- Landkreisebände):

- "Goldene Weide" und "Mödshofener Moor" im Lkr. A (ehemals ausgedehnte Niedermoore);
- Streuwiesen im Vilstal (LA);
- zahlreiche Gemeinden im Bayerischen Wald, vielfach im Zusammenhang mit Flurbereinigungen (insbesondere FRG, REG);
- "Königswiese" als Bestandteil der Pockinger Heide (PA), die noch 1968 ein hochwertiges Davallseggenried beherbergte (LINHARD1968);
- Gonnersdorfer Moor (R).

Grob geschätzt sind nach Angaben des StMLU (1986b) von den vor 200 Jahren bayernweit registrierten Niedermooren und Streuwiesenflächen etwa 90% irreversibel zerstört, wobei der tatsächliche Bestand an einigermaßen intakten Streuwiesen maximal noch 5% betragen dürfte. Bei der aufgestellten, schlaglichtartigen Bilanzierung der Flächenverluste für unterschiedliche Gebiete Bayerns ist zu beachten, daß der heutige Restbestand infolge starker Degradation vielerorts nicht mehr mit der ehemaligen Qualität der Streuwiesen hinsichtlich Arten- und Strukturvielfalt bzw. typischer Ausprägung von Lebensgemeinschaften zu messen ist (vgl. Kap. 1.11.2 "Zustand"). Denn Flächenbilanzen können den Rückgang der Streuwiesen nicht vollständig beschreiben, da sie weder die steigenden Beeinträchtigungen der verbliebenen Flächen durch Umlandeinflüsse noch die durch Schrumpfung und Verinselung entstehenden Risiken (vgl. Kap.1.11.3.7, S. 179) berücksichtigen.

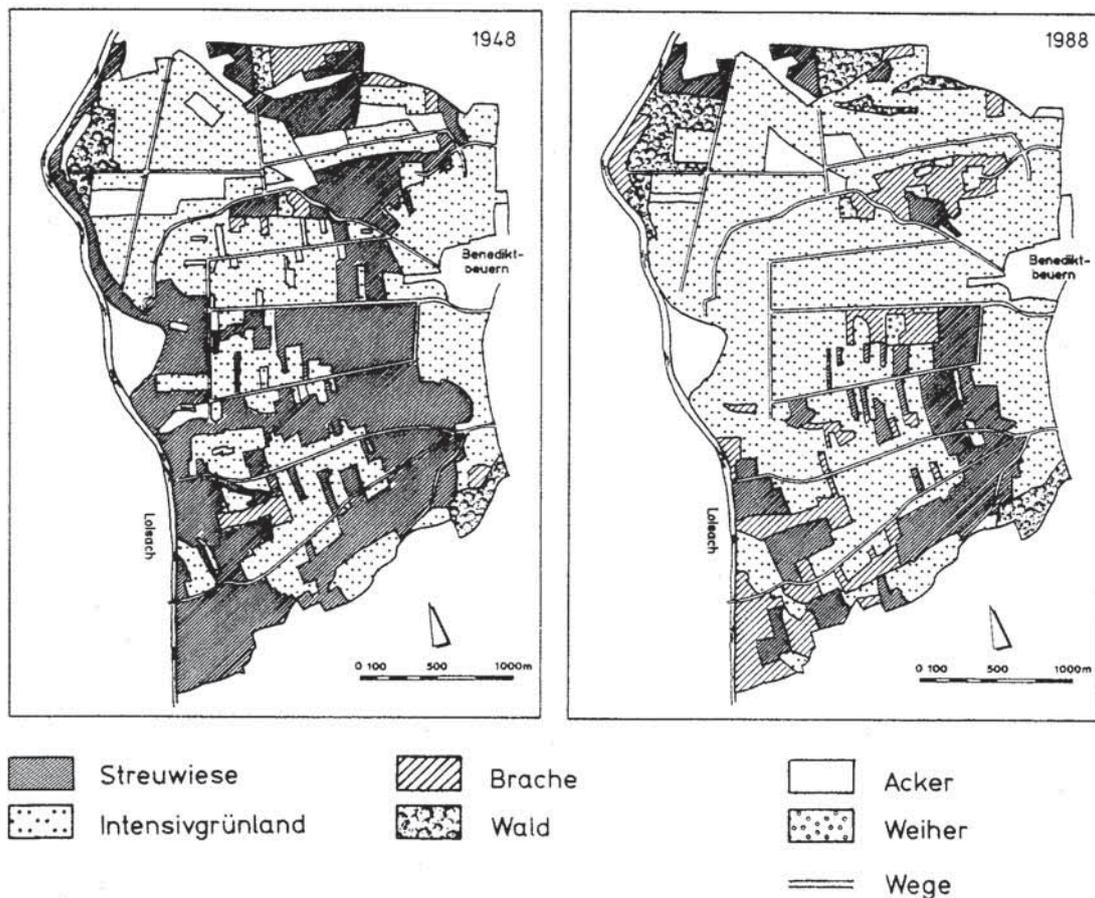


Abbildung 1/13

Vergleich der Flächennutzung der Loisach-Kochelseemoore im Gemeindegebiet von Benediktbeuern (TÖL) 1948 und 1988 (nach GANZERT 1987)

1.11.1.3 Artenrückgang und Artenverluste (Bearbeitet von U. Schwab)

Der Flächenverlust führte zu einem herben Artenchwund. Einige Beispiele mögen dies belegen:

- von ehemals 134 in Mooren befindlichen Wuchsorten der 8 bedeutendsten Glazialreliktpflanzenarten Südbayerns konnte BRAUN (1972) noch 25 Orte bestätigen, von denen wiederum heute einige nicht mehr existieren (BRAUN 1992, mdl.);
- im Raum Simbach am Inn galt *Parnassia palustris* gegen Ende des 19. Jht. als "gemeine Pflanzenart", heute ist sie dort ausgestorben (LOHER 1987 nach STEIN, mdl.). Die im unterbayerischen Tertiärhügelland auf wechselfeuchten Streuwiesen einst häufige und weit verbreitete Orchideenart *Orchis morio* wurde früher örtlich sogar als Unkraut angesehen und bekämpft, heute ist sie dort als "sehr selten" vom Aussterben bedroht;
- die *Spiranthes aestivalis*-Vorkommen gingen im Alt-Lkr. RO im Zeitraum 1966-1981 von 10 auf 6 zurück;
- das zur Jahrhundertwende noch bayernweit als "verbreitet" eingestufte Knotige Mastkraut (*Sagina nodosa*; vgl. VOLLMANN 1914: 251) hat heute nur noch weniger als 10 kleinräumige Wuchsorte im Alpenvorland und in den Alpenalträumen; diese akut vom Aussterben bedrohte Art dürfte von allen Pflanzen-Arten der Streuwiesen-Lebensräume in den letzten 150 Jahren mit am stärksten zurückgegangen sein;
- im Erdinger Moos gingen die letzten "Gamsbleaml" (*Primula auricula* var. *monacensis*) im Zeitraum 1964 bis 1979 von 110 auf 6 Individuen, die Enzianfundorte (*Gentiana clusii*) von 10 auf 2 zurück. Das dort 1930 noch mit über 100 Brutpaaren angesiedelte Birkwild war 1980 ausgestorben;
- die Populationen des Großen Brachvogels in Streuwiesen-Lebensräumen waren seit etwa 1950 einem besonderen Rückgang unterworfen; von etwa einem Dutzend Brutpaaren in den Ammermösern südlich des Ammersees im Jahre 1950 verblieben ganze 2-3 BP (HERZNER 1991, mdl.). Im Murnauer Moos sank im selben Zeitraum der Bestand von ca. 20 auf 2 Paare ab,

in den Loisach-Kochelseemooren blieben von ca. 30 Brutpaaren in der frühen Nachkriegszeit etwa 5 BP übrig.

Tab.1/29, S. 171 listet in einzelnen Landkreisen seit 1945 ausgestorbene oder verschollene Pflanzenarten der Roten Liste mit zumindest regionalem Schwerpunkt vorkommen in Streuwiesen auf.

Tab.1/30, S. 172 (nach StMLU1986a) zeigt bayernweit ausgestorbene oder verschollene, ehemals auch in Streuwiesen vorkommende Pflanzenarten.

1.11.2 Zustand

In diesem Kapitel wird der gegenwärtige Zustand der Streuwiesen-Lebensräume in Bayern übersichtsartig beschrieben, wobei generell gültige Erscheinungen herausgestellt und anhand repräsentativer Beispiele beschrieben werden.

Die Zustandsbeschreibung erfolgt für einzelne Regionen getrennt, da in Bayern regional sehr unterschiedliche Verhältnisse zu beobachten sind.

Zunächst wird die Situation in den Voralpen und im Voralpinen Hügel- und Moorland dargestellt (Kap. 1.11.2.1), anschließend auf die Verhältnisse in den Schotterplatten (Kap. 1.11.2.2, S. 172), im Tertiärhügelland (Kap. 1.11.2.3, S. 174) und schließlich in Nordbayern (Kap. 1.11.2.4, S. 174) eingegangen. Für die Pflege- und Entwicklungspraxis sind zutreffende Zustandserhebungen und Zustandsbewertungen von großer Bedeutung, da sie das Fundament für die Pflege- und Entwicklungskonzepte bilden.

1.11.2.1 Streuwiesen in den Voralpen und im Voralpinen Hügel- und Moorland (Bearbeitet von B. Quinger)

Der Voralpenraum und das Voralpine Hügel- und Moorland verfügen über Streuwiesen-Lebensräume, die sich noch in einem vergleichsweise günstigem Erhaltungszustand präsentieren. Sie besitzen noch einige großflächige, zusammenhängende Streuwiesenkomplexe.

Extreme Schrumpfs- und Zersplitterungs-Zustände, wie sie heute fast ausnahmslos sämtliche Streuwiesen-Lebensräume außerhalb dieser Naturräume kennzeichnen, sind auch im Alpenvorland und in den Alpentälern verbreitete Erscheinungen; es sind jedoch dort wenigstens einige zusammenhängende, großräumige Streuwiesen-Landschaften bis heute erhalten geblieben. (Ehemalige) Streuwiesengebiete mit günstiger Vorflut (z.B. das südliche Ammerseebecken) bieten sich heute fast immer in einem stark dispergierten Zustand dar.

Moorgebiete mit starker Quellschüttung aus dem Untergrund wie Teile des Murnauer Moooses oder Streuwiesengebiete in Wasserscheidgebieten mit schlechter Vorflut und geringer Versickerungskapazität des Untergrund-Substrats (z.B. Geschiebemergel) wie im Trauchberg-Vorfeld oder in der Grasleitener Moorlandschaft wurden von den Kultivierungswellen zwar erfaßt, jedoch nicht so vollständig

verändert wie andere ehemalige Streuwiesen-Gebiete. Dasselbe gilt für Streuwiesenbereiche an Seeufern, die periodisch von Seehochwässern erfaßt werden. Auch sie hatten bessere Chancen, der Umwandlung in Wirtschaftsgrünland zu entgehen als leicht dränbare Standorte.

Nichtsdestoweniger ist der Zustand der Streuwiesen in den wenigen verbliebenen großflächigen Streuwiesen-Lebensräumen des Alpenvorlandes und der Alpentäler keineswegs so befriedigend, daß er keinen Anlaß zur Sorge gäbe.

Die Einrichtung des Erschwernisausgleichs im Jahr 1983 wirkte zwar der **Verbrachung der Streuwiesen** entgegen, hielt aber nur regional wie etwa in Teilen der Lkr. Garmisch-Partenkirchen und Weilheim-Schongau die Streuwiesennutzung der verbliebenen Flächen am Leben und brachte sie teilweise sogar auch wieder in Gang. Insbesondere im nördlichen Alpenvorland wie zum Beispiel im Lkr. Starnberg lagen die großen Niedermoore zum Zeitpunkt der Banderstellung nahezu vollständig brach (Bsp. Ampermoos, Herrschinger Moos, Leutstetter Moos). Vielfach hängt es von örtlichen Gruppierungen wie der Schutzgemeinschaft Ammersee-Süd ab, ob die Streuwiesen gepflegt werden (wie es südlich des Ammersees der Fall ist) oder ob dies bei ansonsten vergleichbarer Konstellation (z.B. im Bereich des Grabenstätter Moooses südöstlich vom Chiemsee) derzeit nicht geschieht. Streuwiesenbrachen in den unterschiedlichen Sukzessionsstadien sind verbreitete Erscheinungen im Alpenvorland und in den Voralpen, und zwar insbesondere in Teilregionen mit noch ausgedehnten Moorkomplexen!

Insbesondere in den Seebeckenmooren sind erhebliche Anteile der noch nicht meliorierten Flächen flächig verschilft und infolge der sich akkumulierenden Streuschicht an Arten verarmt. Der Anteil stark **verschilfter Streuwiesenbrachen** beträgt in einzelnen Seebeckenmooren schätzungsweise

- im Murnauer Moos (GAP) vor allem im nordöstlichen Teil 15-25%;
- in den Loisach-Kochelseemooren die Rohrseenniederung (WM; TÖL) im Süden über 90%, im übrigen Gebiet 10-15%;
- am Ammersee-Südufer (LL; WM) ca. 40%;
- im Ampermoos (FFB; LL; STA) ca. 20%.

Streuwiesenbrachen auf stark mit Mineralstoffen durchschlickten Niedermoorböden, auf Anmoor oder Mineralboden-Standorten werden häufig von Hochstauden dominiert (*Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*). Insbesondere bei vorhergehender Entwässerung und Eutrophierung (z.B. durch Überschwemmungswasser P-belasteter Bäche) ist dies der Fall. **Verhochstaudete Streuwiesen** nehmen schätzungsweise

- in den Loisach-Kochelseemooren ca. 15%;
- im westlichen Teil des NSG Ammersee-Südufer ca. 15%;
- im Ampermoos 20-25% Flächenanteil ein.

Tabelle 1/29

In einzelnen Landkreisen seit 1945 ausgestorbene und verschollene Pflanzenarten der Roten Liste mit ehemaligem dortigen Vorkommen in Streuwiesen (unvollständige Angaben; betreffende ABSP- Landkreisbände; ZAHLHEIMER 1991; STEIN 1992); ? bedeutet "vermutlich verschollen"

Pflanzenart	Ausgestorben oder verschollen in folgenden Landkreisen
<i>Cnidium dubium</i>	DON; HAS
<i>Blysmus compressus</i>	A; ED; FS?; PA
<i>Dianthus superbus</i>	CHA?
<i>Iris sibirica</i>	ED; NU; WÜ; WUG
<i>Orchis palustris</i>	DEG; ED; GZ; LA; ND
<i>Pedicularis palustris</i>	ED; HAS; NU
<i>Pinguicula alpina</i>	ED; KEH; NU
<i>Schoenus nigricans</i>	ED; NU
<i>Trichophorum alpinum</i>	ED
<i>Gladiolus palustris</i>	FS?; WÜ?
<i>Gratiola officinalis</i>	DEG; FÜ; LI; SR; WUG
<i>Arabis plansiliqua</i>	GZ; NU
<i>Swertia perennis</i>	GZ
<i>Carex diandra</i>	GZ; LAU
<i>Gentiana utriculosa</i>	GZ; KEH; LA; LI; NU
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>	DGF; GZ; KEH; NU
<i>Herminium monorchis</i>	GZ
<i>Viola elatior</i>	GZ; NU
<i>Viola persicifolia</i>	GZ; NU; PAF; WUG
<i>Viola pumila</i>	PAF; R
<i>Gentiana clusii</i>	KEH; LA; SR
<i>Laserpitium prutenicum</i>	KEH; LA; SR; WÜ
<i>Cyperus flavescens</i>	LA; HAS?
<i>Carex hostiana</i>	LAU
<i>Carex tomentosa</i>	LAU
<i>Lathyrus palustris</i>	LI
<i>Senecio helenites</i>	NU
<i>Sedum villosum</i>	NU; PA; R; WUG
<i>Liparis loeselii</i>	PA
<i>Inula britannica</i>	PAF; PA; R; SR; WÜ
<i>Sagina nodosa</i>	R
<i>Trifolium spadiceum</i>	R; WUG
<i>Carex dioica</i>	SR; TIR
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	SR; TIR

Die von EGLOFF (1984 und 1986) im Schweizer Mittelland häufig beobachtete Goldrutenexpansion beschränkt sich im Alpenvorland auf höchstens 1 bis 2% Fläche der Streuwiesen-Randzonen (insbesondere Räumgutablagerungen an Fließgewässern).

In Streuwiesen-Lebensräumen mit nur mäßig nasen oder feuchten Standorten präsentieren sich die Streuwiesenbrachen häufig **in einem verbuschten oder sogar bereits verwaldeten Zustand**. Insbesondere für Streuwiesenbrachen schwach entwäs-

serter Moore in der Grundmoränenlandschaft sind Verbuschungen mit Faulbaum, Grau- und Ohrweide charakteristisch. Auf älteren Streuwiesenbrachen lassen sich häufig Karpatenbirkenwälder beobachten. Insbesondere auf quelligen, basenreichen Streuwiesenbrachen kommen Erlenbestände (überwiegend Schwarz-Erle, regional keineswegs selten auch die Grau-Erle) hoch. Mit Faulbaum, Weiden, Birken oder Erlen bestockte Streuwiesenbrachen nehmen selbst in der vergleichsweise gut gepflegten Grasleitener Moorlandschaft mindestens 20-25% der Streuwiesenflächen ein.

Tabelle 1/30

Bayernweit ausgestorbene oder verschollene Arten (Gefährungsgrad 0 der Roten Liste) mit ehemaligem Vorkommen in Streuwiesen

<i>Carex capitata</i>	Kopf-Segge
<i>Carex microglochin</i>	Kleingrannige Segge
<i>Juncus atratus</i>	Schwarze Binse
<i>Taraxacum nordstedtii</i> (adamii- Gruppe)	Nordstedt's Löwenzahn
<i>Wahlenbergia hederacea</i>	Moorglöckchen

Brachgefallene Streuwiesen sind zudem durch **Verfälschung** auch in solchen Partien stark verändert, die von Verbuschungen verschont geblieben sind. Insbesondere in Pfeifengraswiesen-Brachen sind oft cm-mächtige Streuauflagen angehäuft, die eine drastische Artenverarmung bewirken (vgl. Kap. 1.7.2). Infolge ihrer Streufilzdecken sind selbst die Bracheflächen der vergleichsweise wenig produktiven Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder artenarm an niedrigwüchsigen Rosettenpflanzen.

Streuwiesen, die an landwirtschaftliche Nutzflächen angrenzen, zeigen häufig infolge ungenügender Pufferung zumindest randlich erhebliche **Eutrophierungsschäden**. Auf kleinflächigen handtuchartigen Streuwiesen-Inseln inmitten von Wirtschaftsgrünland sind nicht selten auf voller Breite und Länge Eutrophierungszeiger zu finden (vgl. Kap. 2.3.1.1). Ungemähte, oft verhochstaudete bzw. aufgedüngte, stark mit Wirtschaftsgrünlandarten durchsetzte Streuwiesen-Bestände sind für eher streuwiesenarme Gebiete bezeichnend, wie z.B. westlich des Peißenbergs (WM) oder um Dietramszell (TÖL).

Beeinträchtigungen von Streuwiesen gehen teilweise auch auf Koppelstandweide zurück: Zahlreiche Streuwiesenflächen des Allgäus und des Oberlands zeigen deutliche Spuren einer **ziemlich starken Beweidung**: Durch Tritt offengelegte Bodenstellen, ein an einen Bult-Schlenken-Komplex erinnerndes Mikorelief, ungleichmäßig verbissene Vegetationsdecke, lokale Eutrophierungserscheinungen und Bodenverdichtungen (Hochstauden, Nitrophyten und Binsen; vgl. HACKER 1985). Zu intensiv beweidete Streuwiesen mit den genannten Schäden gibt es aber auch in Oberbayern, z.B. im NSG Ellbach und Kirchseemoor (TÖL) (AURICH 1987) und vereinzelt im NSG Murnauer Moos (GAP).

Zum aktuellen Zustand der Hangquellmoore im Voralpinen Hügel- und Moorland bedarf es noch einiger Anmerkungen. Nur in seltenen Fällen (maximal noch ca. 2 Dutzend im gesamten Alpenvorland!) sind sie noch nicht durch Entwässerungsmaßnahmen beeinträchtigt, zeigen keine Eutrophierungsschäden und befinden sich zugleich in einem guten Pflegezustand. Als Vorzeigebeispiele können heute einige Quellmoore im Raum Penzberg-Antdorf-Seeshaupt sowie im Eberfinger Drumlinfeld gelten.

Mit **Entwässerungsschäden**, die zu einem Austrocknen der Rieselbahnen und zum Verschwinden der Schlenken in den Quellmoor-Verebnungen führen, ist die Mehrzahl der praealpinen Quellmoore heute behaftet. Eine für das Voralpine Hügel- und Moorland typische Quellmoordegradation wird durch **von der Hangoberseite einwandernde Schilfherde** verursacht. Der Nährstoffbedarf der Schilf-Polykormone wird von oberwärts liegenden Wirtschaftsgrünlandflächen aus gedeckt (z.B. über Gülle-Ausbringungen). Am östlichen Isarhochufer etwa sind die dort gehäuft vorkommenden Hangquellmoore zu über 80% stark verschilft und in den Randzonen verbuscht.

Die in der landesweiten Biotopkartierung erfaßten Zahlen über erhalten gebliebene Streuwiesen und Quellmoore vermitteln für das Voralpine Hügel- und Moorland ein zu optimistisches, trügerisches Bild, weil sie bereits an Arten verarmte Brachestadien mitberücksichtigen, die sich durch eine sehr geringe zeitliche Konstanz auszeichnen und rasch weiterentwickeln. Regelmäßig genutzt und gepflegt sind oft nur orts- und straßennah sowie am trockneren Moorrand gelegene Streuwiesenflächen (vgl. Kap. 3.1).

1.11.2.2 Streuwiesen der Schotterplatten (Niederterrassenmoore) (Bearbeitet von U. Schwab)

Auf den großen Grundwasseraustrittsmooren der nördlichen Münchener Ebene sind nach eigenen Beobachtungen mindestens 75% der Pfeifengraswiesen stark verschilft bzw. verhochstaudet und ein Drittel davon verbuscht. Im Dachauer Moos sind mindestens 90% der noch als Streuwiesen ansprechbaren Flächen stark degradiert, die Zersplitterung ist besonders weit fortgeschritten. Den Zustand der streuwiesenartigen Reste im Westen Münchens und deren Zersplitterung gibt Abb. 1/14 (S. 173) wieder. In dem Kartenausschnitt ist die Zustandsbeschaffenheit der noch eindeutig als Streuwiesen einstuftbaren Gebietsreste eingetragen.

Auch die als Naturschutzgebiete ausgewiesenen Niedermoore präsentieren sich jeweils auf weniger als 50% ihrer Gesamtfläche in ansehnlichem Zustand. So zeigte sich das Quellmoor an der Gfällach (ED) im Frühjahr 1990 weitgehend ausgetrocknet,

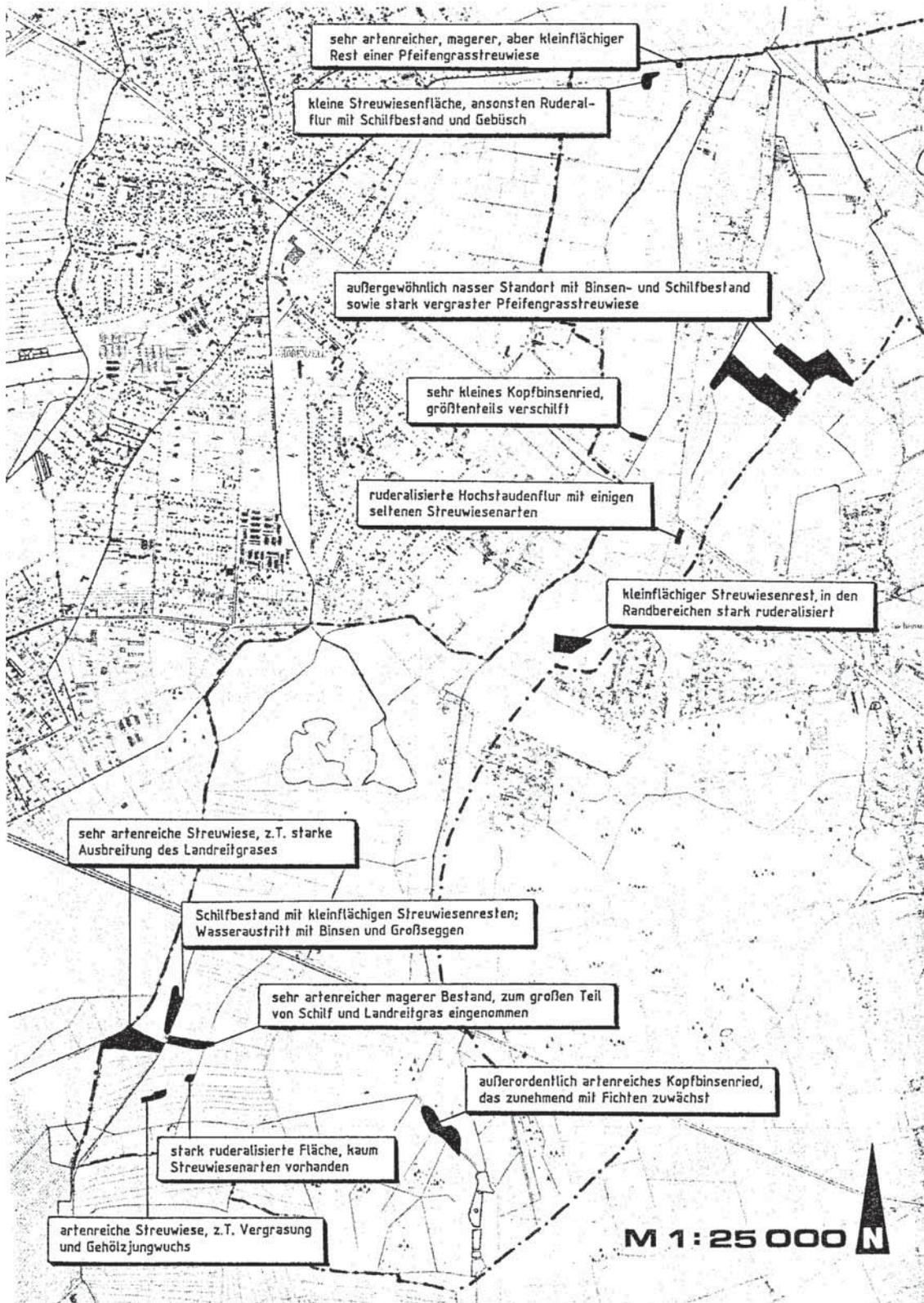


Abbildung 1/14

Zustand der streuwiesenartigen Restflächen im Westen Münchens um 1988 (DUHME et al. 1986, aktualisiert durch eigene Erhebungen)

zu mehr als 50% verbuscht und zu fast 80% als ruderalisiert (am Rand z.T. stark mit Nitrophyten durchdrungen). Selbst im NSG Viehlaßmoos (ED) war Anfang der 90er Jahre mindestens die Hälfte der Streuwiesen infolge Verschilfung und teilweisem Gehölzaufwuchs stark an Arten verarmt. Es herrschen Molinieten unterschiedlicher Wertigkeit vor, während die gegen Entwässerung besonders empfindlichen Kleinseggenriede nur noch winzige Restflächen von weniger als 3% einnehmen (BANSE & ASSMANN 1988).

Die im Kontakt zu den Brennen in der Lechauer befindlichen Streuwiesen in ehemaligen Flutrinnen sind zwar ebenfalls zu einem großen Teil verfilzt und durch Fichtenanflug verwaldet, enthalten aber dennoch auf den gepflegten Teilflächen noch eine reiche Artengarnitur (z.B. NSG Hurlacher und Kissinger Heide (LL; AIC), Haunstetter Wald (A)). Die Pfeifengraswiese des NSG Mindelrieder Paradies (GZ) ist stark entwässert und größtenteils mit *Calamagrostis epigejos* durchsetzt. Die Hangquellmoore im Staudengebiet sind fast alle mit Gebüsch oder Fichten zugewachsen bzw. aufgeforstet (ABSP-Landkreisband A) und selbst das Stauquellmoor NSG Benninger Ried weist infolge des gestörten Oberflächenwasserhaushalts bereits einen Gehölzdeckungsanteil von ca. 20% auf (Planungsgruppe Ökologie+Umwelt 1988).

1.11.2.3 Streuwiesen des Unterbayerischen Tertiärhügellands und Donautals (Bearbeitet von C. Stein und U. Schwab)

Die noch verbliebenen Streuwiesenbestände im Tertiärhügelland sind infolge Nutzungsaufgabe bzw. Nutzungsumwidmung mehr oder weniger stark degradiert (s. Abb. 1/15, S. 175). Die konkurrenzschwachen, lichtbedürftigen und auf nährstoffarme Standorte angewiesenen Arten sind in vielen Gebieten schon verschwunden. Wertprägend sind für die Streuwiesenbestände oft Kernzonen, die mitunter nur noch wenige Quadratmeter (!) groß sind und noch eine bemerkenswerte Artenausstattung aufweisen können. Als ein typisches Beispiel für ein wertvolles Hangquellmoor im Unterbayerischen Tertiärhügelland kann das Quellmoor bei Giesbach/FS gelten. Nach STEIN (1992) sind im Tertiärhügelland die Hang(quell)moore heute im Allgemeinen weniger durch Nährstoffe belastet als die letzten Streuwiesen-Vorkommen der Talböden, die fast immer stark mit Nährstoffzeigern durchsetzt sind.

Im Donautal gibt es wohl nur noch im NSG Mertinger Höll (DON) und dessen Umfeld ausgedehnte und hochwertige Duftlauch- und Knollenkratzdistel-Pfeifengrasstreuwiesen in gutem Pflegezustand und mit reicher Artenausstattung. Die winzigen (sekundär entstandenen) Reliktflächen von meist unter 0,1 ha Größe in Torfstichen bzw. Bahngruben des Donaurieds, Donaumooses und des Unteren Isartals liegen meist stark isoliert und enthalten degradierte, ziemlich stark verbuschte Kleinseggenriede. Im Gundelfinger und Wittislinger Ried (GZ, DLG) gibt

es darüber hinaus auf verpuffenden Niedermoortorfen gering verbuschte, artenarme Schafschwingel-Thymian-Torftrockenrasen, die mit den herkömmlichen Streuwiesen nichts mehr gemein haben. Durch Kiesabbau auf einer Fläche von mehreren Dutzend Hektar wurde in diesen Riedgebieten das Grundwasser abgesenkt.

Im Feilenmoos (PAF) und im NSG Isarmündungsgebiet (DEG) sind nur noch wenige, ziemlich kleine Bestände wechsellückiger Knollenkratzdistel- und Duftlauch-Pfeifengraswiesen mit Stromtalcharakter erhalten (z.B. die Schüttwiesen). Die als Trittsteine besonders wichtigen, teils an der Auwaldperipherie gelegenen, teils als Inseln im Auwald eingestreuten Streuwiesen lagen zu Beginn der 90er Jahre nahezu alle brach, wurden aufgeforstet oder sind durch die unmittelbar angrenzende Ackernutzung eutrophiert (ZÄHLHEIMER 1991). Ähnlich liegen die Verhältnisse an den wenigen anderen Abschnitten des Donautals, die noch Stromtalwiesen-Restflächen aufzuweisen haben (z.B. KEH, SR).

1.11.2.4 Streuwiesen in Bayern nördlich der Donau (Bearbeitet von G. Schneider)

Vergleichsweise günstig ist der Zustand der Streuwiesen zu beurteilen, die im Kontakt zu anderen, größeren Feuchtlebensräumen stehen. Die Mehrzahl der infolge weiträumiger Entwässerung oft schon tiefgreifend gestörten Streuwiesen, der zersplitterten Hangquellmoore oder der isoliert in der intensiv genutzten Agrarlandschaft liegenden Restflächen ist auf Dauer wohl nicht lebensfähig, wenn die Landnutzung in der Umgebung dieser Streuwiesenreste in der derzeitigen Form fortgesetzt wird.

Die heute meist nur wenig ausgedehnten, weit zerstreuten Streuwiesen-Lebensräume nördlich der Donau lassen sich prinzipiell grob zwei Zustandskategorien zuordnen:

A) Die Streuwiesen sind Bestandteil größerer Feuchtgebiete (über 5 ha), oder es liegen mehrere kleine Streuwiesenflächen in enger Nachbarschaft zueinander. Wenigstens in der Kernzone existieren noch typische Streuwiesen-Pflanzengemeinschaften. Die Randbereiche sind meist stärker verschilft, verhochstaudet und/ oder verbuscht.

Diese Zustandsbeschreibung paßt auf folgende Gebiete:

- das Wemdinger Ried (DON);
- das NSG Schambachried (WUG; SCHNEIDER 1990);
- die bodensauren Pfeifengraswiesen im NSG Brandmoos bei Wiesenfelden (ABSP- Lkr.SR);
- die bodensauren Pfeifengraswiesen und Waldbinsenwiesen im NSG Feuerbachmoor (KG; IVL1988);
- einige Davallseggenriede und Grauseggenstümpfe im NSG Lange Rhön (NES; GREBE 1988; SCHNEIDER 1990);
- das NSG Deusmauer Moor (NM), wobei gerade Teile des besonders hochwertigen Drahtseggen-

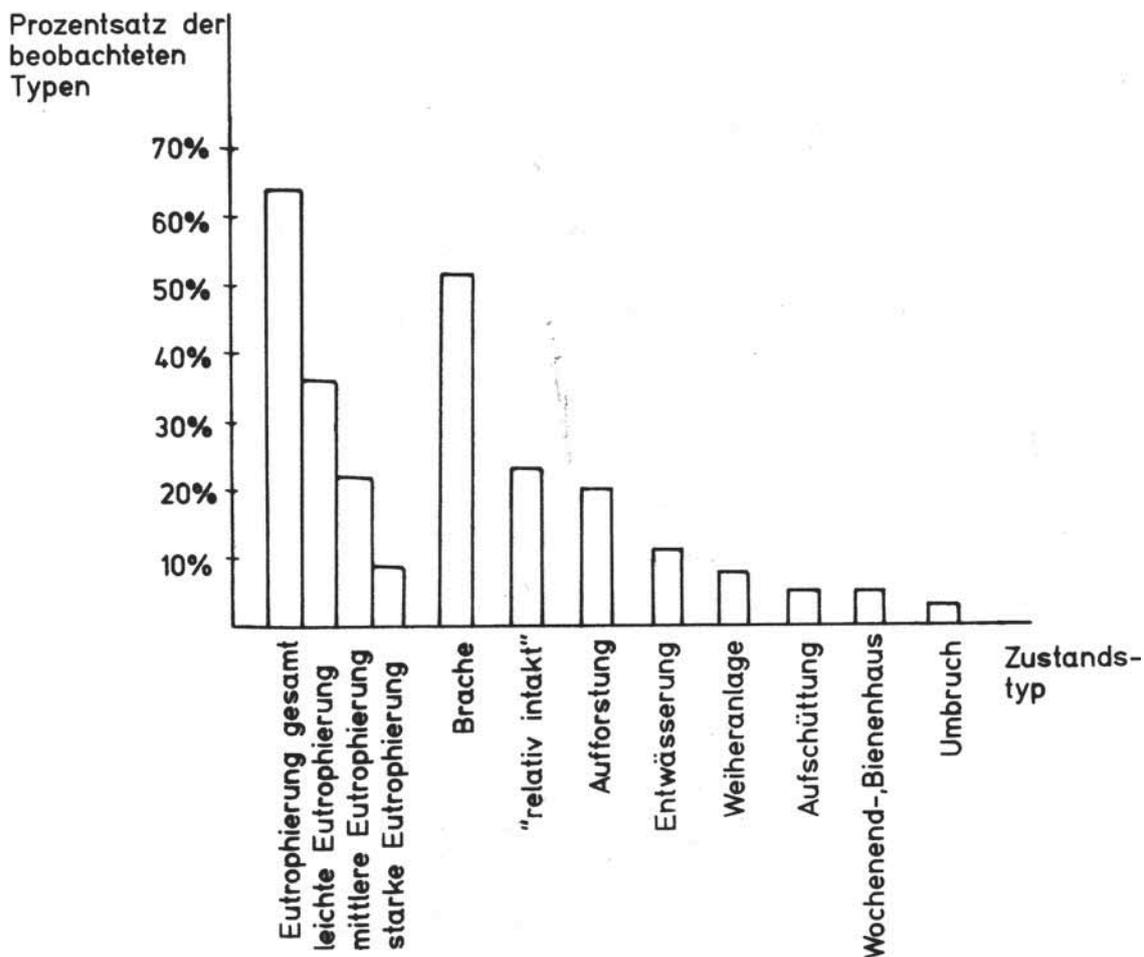


Abbildung 1/15

Zustand der Streuwiesen im Landkreis Rottal-Inn (nach Erhebungen von STEIN 1988)

- rieds deutliche Trittschäden infolge zahlreicher Exkursionen aufweisen (IVL 1987);
- die Grettstädter Wiesen (SW). Infolge Oberbodenaustrocknung nach Tieferlegung des Unkenbachs ist eine starke Ausbreitung des Bunten Reitgrases (*Calamagrostis varia*) auf den immer noch artenreichen Pfeifengraswiesen erfolgt, Reste von Kleinseggenriedern halten sich nur noch in wenigen vernäbten Mulden.
- einige Braunseggenrieder in Spessarttälern (MSP, AB), infolge der Beweidung z.T. mit *Agrostis canina* auf Störstellen (SCHNEIDER 1990);
- die Quellmoore NSG Kappelwasen und Heglauer Wasen (AN), streuwiesenartiger Bestand mit Beweidungszeigern jeweils unter 500m² groß (SCHNEIDER 1990);
- die Streuwiesen am Hainbach östlich Hofheim (HAS), randliche Ruderalisierung durch neugeschütteten Straßenkörper.

Die "Brenndolden-Wiese" am Unkenbach (SW), die eines der letzten beiden bayerischen Vorkommen von *Cnidium dubium* beherbergt, befindet sich derzeit in einer inzwischen ziemlich ausgetrockneten,

größeren Doline, an deren Rand ein Rohrglanzgras-Gürtel von 10-15m Breite langsam in den bereits verhochstaudeten Bestand eindringt.

B) Die gesamte Fläche mit den (ehemaligen) Streuwiesen-Vorkommen zeigt sich degradiert und eutrophiert, d.h. von Hochstauden, Schilf oder anderen Röhrichtpflanzen bzw. Gehölzen zu mehr als 50% Deckungsgrad bewachsen. Nicht selten sind solche nur noch spärlich mit Streuwiesenarten ausgestattete Flächen auch stark mit Nitrophyten durchsetzt.

In diesem stark degradierten Zustand präsentieren sich derzeit die Streuwiesenreste u.a. in folgenden Gebieten:

- die Mehrzahl der Restflächen in den Lkr. AS und CHA (ABSP- Lkr. AS, CHA);
- die Mehrzahl der Braunseggensümpfe in den Nordostbayerischen Grundgebirgen.
- ca. 90% der Hangquellmoore in der Nördlichen Frankenalb und Oberpfälzer Alb, z. B. östlich Neumarkt/Opf., die zu einem nicht unerheblichen Teil bereits aufgeforstet sind (ENGMANN 1992, mdl.);

- die Verlandungszonen der intensiv bewirtschafteten Teiche, insbesondere des Aischgrundes und der Naab-Wondreb-Senke (jeweils ca. 80% der Flächen);
- das NSG Zeubelrieder Moor (WÜ), das nahezu flächenhaft eutrophiert ist durch stark belastetes Wasser eines zufließenden Baches und mehrerer Quellaustritte; heute findet man nur noch stark verschilfte und verbinste, floristisch stark entwertete (das ehemalige *Gladiolus palustris*-Vorkommen ist erloschen!) Pfeifengrasbestände und hochstaudenreiche Schlankseggenrieder vor (SCHNEIDER 1990);
- die Mehrzahl der Waldbinsen- und Pfeifengraswiesen in der Südrhön, stark bultig, mit dichtem Streufilz und z.T. mit Kiefern aufgeforstet (SCHNEIDER 1990);
- die Mehrzahl der Restflächen in den Haßbergen; seit wenigen Jahren intensiviert, mit nur noch reliktschem Vorkommen von Streuwiesenarten, oder brachgefallen, mit hoher Nitrophytendeckung;
- das NSG Großlellenfelder Moor (AN; stark verbuschtes MOLINIETUM).

1.11.3 Gefährdung

(Bearbeitet von U. Schwab,
unter Mitwirkung von B. Quinger)

Die heute noch vorhandenen Streuwiesen sind trotz des rechtlichen Schutzes nach Art. 6d(1) Bay-NatSchG und der hohen Aufmerksamkeit, die ihnen von seiten des amtlichen Naturschutzes und der Naturschutzverbände entgegengebracht wird, weiterhin einer Reihe von Gefährdungen ausgesetzt. Die heutigen Gefährdungsursachen dürfen allerdings nur noch bedingt oder gar nicht mehr mit den klassischen Rückgangsursachen vermengt werden, die für die drastischen Flächenverluste der Vergangenheit verantwortlich waren.

Spektakuläre, direkte Zerstörungen von Streuwiesen finden heute nur noch in einem eher geringem Umfang statt (vgl. Kap. 1.11.3.1). Als wesentlich gravierender erweisen sich heute vielfach schleichend ablaufende Prozesse (vgl. Kap. 1.11.3.2. bis 1.11.3.8, S. 177 ff.), die in ihrer vollen Wirkung oft erst nach Jahren klar hervortreten und auf den ersten Blick nicht als ernste Bedrohung zu erkennen sind.

1.11.3.1 Aktuelle Zerstörungsgefahren für Streuwiesen

Die Novellierungen des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 20c, Abs. 1) und des Bayerischen Naturschutzgesetzes (Art. 6d, Abs. 1) vom Jahr 1986 verliehen den Streuwiesen und einigen wichtigen Kontaktformationen den notwendigen rechtlichen Schutz, um den über Jahrzehnte anhaltenden, direkten Zerstörungen einen Riegel vorzuschieben. Nach dem Wortlaut des Gesetzestextes zum BayNatSchG (Art. 6d1) bedürfen "Maßnahmen, die zu einer Zerstörung, Beschädigung, nachhaltigen Störung oder Veränderung des charakteristischen Zustandes der [...] wertvollen Naß- und Feuchtflächen (Anlage 1) führen können...", der Erlaubnis.

Gezielte Aufdüngungen von Streuwiesen sind heute selten geworden, sie werden praktisch niemals genehmigt. Im Zuge des Trends zur Extensivierung der Landwirtschaft hat der Nutzungsdruck auf den Grenzstandorten zudem in den letzten Jahren deutlich nachgelassen. Häufiger stößt man noch auf Aufforstungen. Die Freigabe von Standorten mit Streuwiesen für den Kies- oder Torfabbau erfolgt heute nur noch in Ausnahmefällen, ebenso die Einbeziehung in Siedlungsflächen. Es wird von Seiten der beteiligten Behörden versucht, Zerstörungen von Streuwiesen im Zuge von Neutrassierungen von Straßen möglichst zu vermeiden.

Der direkten Zerstörung von Streuwiesen kommt heute als Gefährdungsfaktor nur noch eine eher untergeordnete, keinesfalls mehr die zentrale Bedeutung zu wie in den 50er bis 70er Jahren. Wie sich in den letzten zehn Jahren zeigte, finden jedoch derartige Zerstörungen -wenn auch in nunmehr stark eingeschränktem Umfang- bei bestimmten Konfliktfällen immer noch statt. Die Gefährdung, direkt zerstört zu werden, besteht vor allem für Streuwiesen-Lebensräume, die unmittelbar dem Siedlungsbereich von Ortschaften benachbart sind.

Verluste an Streuwiesen durch den Straßenbau haben sich bis in jüngster Vergangenheit ergeben. Die unmittelbar für die Trassierung benötigte Fläche umfaßt zwar oft nur wenige Prozent eines betroffenen Streuwiesengebiets. Es wird jedoch noch zusätzlich ein ca. 8 - 15m breiter Streifen neben dem Straßenbankett im Laufe weniger Jahre erheblich entwertet, indem zufließende, schadstoffhaltige Abwässer konkurrenzschwache Streuwiesenarten verdrängen und sich nährstoff- bzw. salzverträgliche Binsen und Hochstauden etablieren. Hinzu treten die schwer abschätzbaren Auswirkungen des Zerschneidungseffekts einer neuen Straßentrasse.

Eine weitere, verglichen mit dem Straßenbau weniger auffällige, doch immer noch viel flächenwirksamere Zerstörungsgefahr stellt der Aufforstungsdruck dar. Vor allem im Wald bzw. in Waldnähe oder Flußauen befindliche, kleinere Streuwiesenbrachen wurden bis in die jüngste Vergangenheit noch mit Fichten, Schwarzerlen oder Hybridpappeln aufgeforstet.

Die bereits seit über zwei Jahrzehnten praktizierte Aufforstung entwässerter Feuchtgebiete mit Fichten bewirkt nicht nur eine Verarmung der Artenausstattung, sondern führt vielfach auch zu einer Monotonisierung des Landschaftsbildes. Die Erlebbarkeit der landschaftlichen Eigenart nimmt mit jedem weiteren Waldzuwachs vor allem in den als Blickachsen wirksamen Tallagen ab. Besonders in klimatisch ungünstigen, waldreichen Regionen des Alpenvorlands und der Mittelgebirge war Anfang der 90er Jahre ein Aufforstungsdruck zu beobachten, der besonders auf Magerrasen-, Feuchtwiesen- und Streuwiesen-Brachen abzielte. Die Rückführung bereits aufgeforsteter bzw. bestockter Streuwiesenflächen in die Nutzung bzw. Pflege gestaltet sich erfahrungsgemäß als sehr schwierig, wenn diese Flächen bereits im Sinne des Bayerischen Waldgesetzes (BayWaldG) als "Wald" anzusprechen (vgl. Kap. 3.4) oder in der

Forsteinrichtung sogar schon ausdrücklich als Waldflächen ausgewiesen sind.

Die Anlage von Kleingewässern bzw. Teichen bedroht immer noch kleinflächige, ehemals als Streuwiesen genutzte Quellmoor. Das Aushubmaterial ist in den meisten Fällen auf den verbliebenen Randbereichen des Quellmoores abgelagert, wo es unter Sauerstoffzufuhr mineralisiert wird und Nährstoffe freigesetzt werden. Auch die Entschlammung intensiv genutzter Fischteiche gefährdet in Verlandungszonen gelegene Streuwiesen. Heute sind wertvolle Streuwiesenflächen nicht selten auch durch die Anlage von Weihern und Tümpeln zu Naturschutzzwecken bedroht, die wohlmeinende, aber unwisende Naturschützer in Streuwiesen anlegen wollen.

Nur noch in Ausnahmefällen sind heute Streuwiesenflächen durch Torfabbau bedroht, der sich weitgehend auf entwässerte Hochmoore beschränkt. Die mit dem Kiesabbau verbundene Grundwasserabsenkung beeinträchtigt verbliebene Streuwiesenreste. Der Anlage von Kiesgruben fallen nicht selten die besonders selten gewordenen Stromtal-Pfeifengraswiesen im Bereich von Flußauen zum Opfer!

Bei der Verlegung von Wasser- und Stromleitungstrassen im Alpenvorland wird - nach Möglichkeit - versucht, Streuwiesen auszusparen, z.B. die Wasserleitung vom Loisachtal nach München bei Ohlstadt (GAP). Die Verlegung einer solchen Wasserleitung bedeutet in jedem Fall einen erheblichen Eingriff in das Standortgefüge eines Moores.

Mit der Realisierung großdimensionierter Wasserbauprojekte sind sehr hochwertige Streuwiesen-Flächen verloren gegangen. Eine Gefährdung von Streuwiesen in Flußtälern geht vor allem vom Staustufenbau aus: So sind am Mittleren Lech zwischen Schongau und Augsburg wechselseuchte Pfeifengraswiesen ebenso wie Quellmoore am Talrand dauerhaft überflutet worden.

Im Zuge von Flurbereinigungen vorgenommene Grünland-Umwandlungen, die in den 50er bis 70er Jahren die besonders umfangreichen Streuwiesen-Zerstörungen verursacht haben, sind seit der Novellierung des Bayer. Naturschutzgesetzes von 1986 abgestellt. Heute bieten Flurbereinigungen sogar die Chance, Schutz- und Pflegevoraussetzungen für Streuwiesen und Quellmoore wesentlich zu verbessern (vgl. Kap. 5.2). Als Beispiel hierfür kann das Flurbereinigungsverfahren im Raum Marnbach-Magnetsried (Lkr. WM) genannt werden, das die Voraussetzungen für die künftige Erhaltung einiger Streuwiesen und Quellmoore günstig beeinflusst hat.

1.11.3.2 Brache

Der Gefährdungsfaktor, der in Bayern gegenwärtig wohl die größten Verluste an Streuwiesen-Lebensräumen verursacht, sind die bei Brache ablaufenden Sukzessionsprozesse. Photovergleiche weisen nach, daß innerhalb von 30-40 Jahren ein Streuwiesen-Lebensraum völlig zuwachsen kann, wie das Beispiel der Streuwiesenlandschaft im Samerberger Becken (Lkr. RO) zeigt (vgl. RINGLER 1987: 64f.). Zahlreiche Streuwiesen-Brachen befinden sich in einem

so weit fortgeschrittenen Sukzessionszustand, daß ein Fortwähren der Brache in spätestens 10-20 Jahren den Zustand der Verwaldung herbeiführen wird.

Von der Nutzungsaufgabe oder vom Fortwährenlassen der Brache besonders bedroht sind ortsferne, nur schwierig erreichbare Flächen, sehr nasse, mit Maschinen kaum befahrbare Bestände sowie Streuwiesen, die sich nicht im Eigentum von Landwirten oder Naturschutzverbänden befinden. Selbst in Regionen wie dem Oberland (Lkr. WM und GAP), in dem zur Zeit (wieder) mehrere hundert Hektar Streuwiesen über den Maschinenring "Oberland" gemäht werden, ist die langfristige Pflege und Nutzung keineswegs sichergestellt. Die Mahd solch großer Flächen läßt sich in Zukunft nur bewerkstelligen, wenn der Landwirtschaft eine ausreichende Kapazität an Arbeitskräften erhalten bleibt.

Nicht selten wird der Gehölzanflug auf Streuwiesenbrachen durch den Besitzer bewußt toleriert. Gegen das absichtliche Brachliegenlassen der Streuwiesen mit dem Ziel, diese allmählich in Wald umzuwandeln, kann nur unter erheblichen Schwierigkeiten eingeschritten werden. Die Sukzessionsprozesse, die zu einer allmählichen Umwandlung der Streuwiesen in andersartige Vegetationsbestände führen, werden in Kapitel 2.2 beschrieben.

1.11.3.3 Schleichende Nutzungsintensivierung

Nutzungsintensivierungen, d.h. Umwandlung von Streuwiesen in ertragreiche Futterwiesen sind heute durch die Naturschutzbehörden genehmigungspflichtig. Vielfach können allerdings schleichende Nutzungsintensivierungen beobachtet werden, die eine beträchtliche Gefährdung für noch vorhandene Streuwiesenbestände darstellen.

Ein vielerorts nicht befriedigend gelöstes Problem stellen Grabenräumungen zur Grabeninstandhaltung dar. In Schutzverordnungen wird üblicherweise die Durchführung der ordnungsgemäßen Landwirtschaft in der bisherigen Form gestattet, so daß die Unterhaltung der Dränanlagen erlaubt ist. Da nur in seltenen Fällen Unterlagen zum exakten Verlauf und zur Profilgestalt der Gräben vorliegen, verfügen die Naturschutzbehörden zumeist über keine Handhabe, gegen überzogene Grabenerweiterungen und Eintiefungen der Grabensohle einzuschreiten. Insbesondere schneearme Spätwinter wie der des Jahres 1989/1990 wurden in den Loisach-Kochelseemooren und im Bereich des Ammersee-Südufers dazu genutzt, vormals schmale, unscheinbare, zugewachsene Gräben in nun im Querschnitt trapezförmige Ablaufrinnen von 1,5 Meter Tiefe und über 2,5 Meter Breite an der Grabenoberkante umzuwandeln. Verstöße gegen Schutzgebiets-Verordnungen und geltendes Recht (BayNatSchG) ließen sich a priori nicht nachweisen, da keine Unterlagen zu Verlauf und Beschaffenheit der vormaligen Gräben existierten.

Derartige Grabeneintiefungen und Grabenerweiterungen können noch vorhandene Kleinseggen- und Kopfbinsenried-Bestände empfindlich schädigen, indem sie die mittleren Grundwasserstände senken

und die über das Grundwasser zugeführte $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ -Versorgung der Vegetation herabsetzen, so daß calciphile Arten wie *Gentiana clusii* verschwinden.

Früher schon einmal angedüngte, gut erreichbare Streuwiesen verleiten den Besitzer nicht selten dazu, diese allmählich vollständig zu Fettwiesen aufzudüngen. Nutzungsintensivierungen fallen auf diese Weise nicht sofort auf. Im NSG Birnbaumer Filz und am Bannwaldsee-Ostufer (Lkr. OAL) wurden ehemals nur leicht mistgedüngte Streuwiesen im Lauf einiger Jahre allmählich zu Fettwiesen aufgedüngt. Bei einer Mehrschnittnutzung mit der ersten Mahd bereits im Juni nimmt der Anteil typischer Streuwiesepflanzen rasch ab.

Nicht selten wird nach wie vor die Standkoppelweide auf Standorten von Pfeifengraswiesen und Kleinsiegenriedern ausgeübt. Es werden insbesondere solche Streuwiesenbereiche in Viehkoppeln miteinbezogen, die von Bachläufen durchflossen werden, so daß eine problemlose Viehränke möglich ist. Als die Hauptproblemgebiete für zu intensive Beweidung mit nachfolgender, allmählicher Degradation der Streuwiesen können in Bayern das Ostallgäu und das Oberallgäu gelten.

Der Umbruch bereits stärker entwässerter Streuwiesen zu Acker ist selten geworden, weil diese Nutzungsänderung verglichen mit der Umwandlung in Wirtschaftsgrünland doch ungleich auffälliger ist. Dennoch ist auch diese Form der Streuwiesen-Zerstörung noch gelegentlich zu beobachten.

1.11.3.4 Veränderte Nutzungsweisen

Die Nutzungsweise zahlreicher Streuwiesen hat sich gegenüber früher stark geändert. Verglichen mit der traditionellen Nutzung sind die Mähzeitpunkte der Streuwiesen nach vorne verschoben. Die Streumahd erfolgt oft schon im späten August oder im frühen September, da das Mahdgut im Spätsommer oder Frühherbst rascher und sicherer trocknet als im (Spät)Herbst. Hieraus ergibt sich eine Benachteiligung für spät blühende und fruchtende Arten, deren generative Fortpflanzungsmöglichkeiten stark beschnitten werden. Die Auswirkungen zeitiger Schnitttermine auf spätblühende bzw. Retranslokation betreibende Pflanzenarten und auf herbstaktive Insektenarten, wird in Kap. 2.1.2 ausführlich angesprochen.

Nicht zu unterschätzen als möglicher Gefährdungsfaktor ist in diesem Zusammenhang auch der heute vielfach praktizierte Einsatz schwerer Mähgeräte (Schlepper mit hoher Bodenauflast). Auf besonders nassen Moorböden entstehen bis über 2 dm tiefe Fahrspuren, die Vegetationsdecke kann dabei flächenhaft beeinträchtigt werden. Der aufgeworfene Humus setzt durch rasche Mineralisation Nährstoffe frei (KLÖTZLI 1979).

Starre, nicht an spezifische Streuwiesen-Lebensgemeinschaften orientierte, Bewirtschaftungs- und Terminvorgaben der staatlichen Förderprogramme können zu einer übermäßigen Vereinheitlichung der Nutzungs- und Typenvielfalt der Streuwiesen führen (vgl. Kap. 3.1.1 und 3.4).

1.11.3.5 Randliche Eutrophierungen

Vor allem kleinflächige, in überwiegend dränierte, intensiv genutzte Agrarlandschaften eingebettete Streuwiesen zeigen an ihren Randbereichen deutliche Anzeichen einer Eutrophierung bzw. Ruderalisierung. Diese äußert sich in überhöhten Deckungsgraden der Hochstauden und einem gleichzeitig vermindertem Anteil an Streuwiesepflanzen. Die Ursache dafür ist nicht immer offensichtlich, zumal sie auf verschiedene Einflüsse zurückgeführt werden kann:

- Mineralisation von Niedermoortorf im entwässerten Randbereich.
Die Drainage angrenzenden Grünlandes erzeugt einen Grundwasser-Absenktrichter, der in die Streuwiese hereinreichen kann. Der Niedermoortorf fällt an der Bodenoberfläche trocken und wird teilweise mineralisiert. Es folgen randliche Eutrophierungserscheinungen.
- Oberflächliche Nährstoffeinschwemmung durch abfließendes Wasser am Hang oder Überflutung mit nährstoffreichem Wasser.
Sie ist vor allem auf steileren Hangmoor-Streuwiesen wirksam, an die sich oberhalb landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen mit verdichtetem Boden anschließen (BAUMANN 1985); außerdem im Überschwemmungsbereich von Fließgewässern. So kann ein abwasserbelasteter Bach mit starken Wasserstandsschwankungen angrenzende, auch breite Streuwiesen randlich in wenigen Jahren in nitrophytische Hochstaudenfluren umwandeln (SCHWAB 1988).

1.11.3.6 Erholungsnutzung

Streuwiesen werden als besonders naturnah wirkende, oft blütenreiche Vegetationsbestände gerne von Erholungssuchenden aufgesucht. Vom Erholungsbetrieb gehen dabei unterschiedliche Gefährdungen aus; besonders ernst sind die mechanischen Belastungen des Bodens und der Vegetationsdecke durch den Tritt zu nehmen (vgl. Kap. 2.3.3).

Als Folge des Tritts kommt es zur einer Verdrängung der streuwiesentypischen Vegetation durch Binsen und durch Nährstoffzeiger, da durch die mechanische Bodenbeanspruchung Mineralisationsprozesse in Gang gesetzt werden (KLÖTZLI 1979). Folgende Formen der Erholungsnutzung führen zu ernstlichen Schädigungen der Streuwiesen:

- Nutzung als Liegewiese durch Badegäste, insbesondere von an Seeufern gelegenen Streuwiesen im Voralpinen Hügel- und Moorland; typisches Beispiel dafür sind einige Streuwiesen an den Osterseen (Lkr. WM). Um entstandene Torfsuhlen zu beseitigen, wurde teilweise mineralisches Substrat aufgeschüttet (SCHÄFER 1989).
- Häufiges Begehen von Streuwiesen führt durch den Tritt zur Anlage von Trampelpfaden, die in der Folgezeit zunehmend als Wanderwege und gar als Reitwege genutzt werden. An bereits offengelegten Stellen wird die Trampelspur ständig verbreitert; Beispiele für bereits flächig

durch Tritt geschädigt waren Streuwiesen lassen sich am nordwestlichen Staffelseeufer (GAP).

- Beanspruchung von ausreichend entwässerten und großflächigen Streuwiesen als Segel- oder Modellfluggelände, wie z.B. im östlichen Murnauer Moos (GAP) oder den Loisach-Kochelseemooren bei Benediktbeuern (TÖL).
- Häufige Besuche von Beständen mit herausragender Artenschutzbedeutung durch (Hobby-) Botaniker und Zoologen und die daraus resultierenden Trampelpfade (z.B. im Deusmauer Moor/ NM; vgl. Kap. 2.3.3).

Das Abpflücken geschützter Blumen durch Spaziergänger spielt gegenüber den genannten Faktoren eine vergleichsweise geringe Rolle, diesbezüglich gefährdet erscheint die in bodensauren Pfeifengraswiesen vorkommende *Arnica montana*, deren Blütenstände wegen ihrer Heilwirkung häufig vollständig "abgeerntet" werden. Gebietsweise werden nach wie vor Enziane mit attraktiven Blüten ausgegraben. Auch das stattliche Karlszepter (*Pedicularis scpectrum-carolinum*) wurde z.B. im Pulvermoos (GAP) schon Opfer begeisterter Blumenliebhaber.

Wiesenbrütende Vogelarten werden selbst bei schwachem Besucherverkehr am Rand größerflächiger Streuwiesen empfindlich gestört (s. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen").

1.11.3.7 Degradation durch Flächenzersplitterung und Isolation

Mit dem enormen Flächenrückgang verbunden ist in den meisten Gebieten eine drastische Abnahme der mittleren Flächengröße der Streuwiesen-Lebensräume. Zugleich haben sich die Abstände zwischen den verbliebenen Streuwiesen vergrößert. Während bei großräumigen, gleichgearteten Lebensräumen die natürliche Populationsdynamik und Migration der einzelnen Arten zu einem großen Teil autochthon ablaufen kann und der Artenbestand innerhalb einer bestimmten Schwankungsbreite konstant bleibt, spielt mit abnehmender Flächengröße zunehmend die Aus- und Einwanderung eine Rolle (Verinselungseffekt nach MADER 1980). Insbesondere wenn in Becken bzw. ausgedehnten Niedermooren nur noch einzelne, kleine, weit voneinander entfernt liegende Streuwiesen existieren, dürfte die Abwanderung charakteristischer Tier- und Pflanzenarten gegenüber der oft vom Zufall abhängigen Zuwanderung überwiegen. Ehemals als Verbundachsen zwischen Tal-Streuwiesen fungierende naturnahe Fließgewässer, die mit ihren periodischen Überschwemmungen einen gerichteten Artenaustausch ermöglichten, können diese Funktion heute vielfach nicht mehr wahrnehmen (vgl. Kap. 2.6.1).

Die allmähliche Verarmung der Streuwiesenreste an biotoptypischen Arten nimmt mit abnehmender Flächengröße zu, da die randlichen Störeinflüsse einen immer größeren Anteil der Gesamtfläche entwerten. Eutrophierte Randzonen fallen als Reproduktionshabitate zumindest für Standortspezialisten aus (BAUER 1982).

Die besonders starke Gefährdung zersplitterter Becken- bzw. Tal-Streuwiesen beruht nicht zuletzt auf deren kommunizierenden Grundwasserkörpern mit den benachbarten, intensiv bewirtschafteten Flächen. Dagegen sind die von Natur aus kleinflächigeren und isolierten Quellnischen oder Toteiskessel schon reliefbedingt stärker von der Umgebung abgeschirmt, und sie besitzen einen weitgehend eigenständigen Grundwasserkörper (RINGLER 1983).

1.11.3.8 Weitere exogene Gefährdungen

Wie alle anderen Ökosysteme sind auch Streuwiesen den atmosphärischen Immissionen ausgesetzt. Die Zahlenangaben für den Stickstoffeintrag bewegen sich im Freiland nach Auskünften der LBP (PERETZKI 1992, mdl.) in Bayern bei ca. 14 kg pro Hektar und Jahr. Der Phosphat-Eintrag dürfte zwischen 0,6 und 1,7 kg pro Hektar und Jahr liegen (EGLOFF 1984); über mögliche langfristige Auswirkungen liegen zur Zeit noch keine Untersuchungsergebnisse vor. Jedoch könnte das in den letzten Jahren üppiger gewordene Wachstum von Kopfbinsenrieden in Südwestdeutschland nach Meinung von PFADENHAUER (mdl., zit. in EGLOFF 1986: 142) möglicherweise auf die höheren Stickstoffeinträge aus der Luft zurückzuführen sein.

Durch die Eindeichung und Regulierung der Flüsse liegen zahlreiche Tal-Streuwiesen nicht mehr im Einflußbereich der Hochwasserdynamik. Zwar wird dadurch der Nährstoffeintrag über eutrophes Flußwasser eingeschränkt (z.B. im Isarmündungsgebiet; ZAHLHEIMER 1991); das Fehlen von Überschwemmungen schränkt jedoch den Artenaustausch und die Ansiedlungsmöglichkeiten für Stromtalpflanzen sowie an die Auendynamik angepaßte Tierarten ein. Auch weiter fortschreitende Eintiefungen der Flußsohle, die auf frühere Flußkorrekturen zurückzuführen sind, bewirken in flußbegleitenden Streuwiesen durch stetiges Absinken des Grundwassers schleichende Entwässerungen. Heute noch als sehr wertvoll einzustufende, wechsellückene Pfeifengraswiesen mit *Laserpitium prutenicum* im Erdinger Moos stellen wahrscheinlich auf Dauer nicht erhaltbare Übergangsstadien zu stark degradierten, ausgetrockneten Beständen dar (ABSP- Landkreisband ED).

2 Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung

Das Kapitel 2 dieses Bandes unternimmt eine Sichtung und Darstellung der Pflege- und Entwicklungsmöglichkeiten für Streuwiesen, wobei der Schwerpunkt auf die Erläuterung kausaler Zusammenhänge gelegt wird.

Soweit es sich aus den kausalanalytischen Überlegungen und Schlußfolgerungen ergibt, wird in diskussionsartigen Unterkapiteln ausgeführt, mit welchen Maßnahmen sich naturschutzorientierte Pflege- und Entwicklungsziele überhaupt verfolgen lassen.

Das Hauptkapitel 2 ist in sechs Teilkapitel unterteilt:

- Zunächst werden die verschiedenen Pflegemöglichkeiten auf ihre Auswirkungen hin dargestellt ([Kap. 2.1](#), S. 181). Diese "Reaktionsanalyse" wird für Standort, Arten und Lebensgemeinschaften von Beständen vorgenommen, die sich als Streuwiesen ansprechen lassen.
- Anschließend erfolgt eine Darstellung der Geschehnisse, die sich bei Brache von Streuwiesen vollziehen ([Kap. 2.2](#), S. 214). Die Beschreibung und die Kausaldarstellung der bei Brache ablaufenden Sukzessionsprozesse bilden das Schwerpunktthema dieses Kapitels.
- Das dritte Kapitel ([Kap. 2.3](#), S. 225) beschäftigt sich mit Veränderungen, die sich bei Einwirkungen von Störungen und Nutzungsänderungen ergeben. In ihm werden insbesondere das Problem der "Eutrophierung" und das Problem übermäßiger Entwässerungen im Zusammenhang mit der Streuwiesenpflege (!) behandelt. Darüber hinaus werden die Lebensraumzerstörung durch Aufforstung sowie die Störwirkungen dargestellt, die sich aus dem Freizeitbetrieb ergeben.
- Das vierte Kapitel ([Kap. 2.4](#), S. 232) diskutiert Notwendigkeit und Möglichkeiten von Pufferungen und Lebensraumerweiterungen.
- Das fünfte Kapitel ([Kap. 2.5](#), S. 240) steht in einem engen Zusammenhang mit [Kapitel 2.1](#). Bei "Wiederherstellung und Neuanlage" wird jedoch von Biotoptypen ausgegangen, die sich eindeutig nicht oder nicht mehr als Streuwiesen ansprechen lassen.
- Das sechste Kapitel ([Kap. 2.6](#), S. 257) behandelt die Problematik "Vernetzung und Biotopverbund" in Bezug auf Streuwiesen. In ihm wird herausgearbeitet, mit welchen Mitteln ein "Streuwiesen-Biotopverbundsystem" entwickelt werden kann.

Einen ersten Überblick über denkbare Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Streuwiesen-Lebensräumen gibt [Tab. 2/1](#) (S. 182).

2.1 Pflege

(Bearbeitet von: B. Quinger unter Mitwirkung von R. Strohwasser U. Schwab und J. Weber; Fauna: M. Bräu; Rinderbeweidung: A. Ringler)

Pfeifengras- und Großseggen-Streuwiesen sowie die Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder verdanken ihre Existenz der Nutzung durch den Menschen und werden in ihren charakteristischen Eigenschaften durch die regelmäßige Nutzung geprägt. Findet keine Nutzung (= auf Gewinnung wirtschaftlich verwertbarer Güter ausgerichtet) oder Pflege (= hier steht im Unterschied zur Nutzung der Erhalt des Lebensraums im Vordergrund) mehr statt, so ist der Fortexistenz dieser Streuwiesen auf lange Sicht die Grundlage entzogen.

Im [Kapitel 2.1.1](#) werden zunächst die Auswirkungen der möglichen und in den letzten 15-20 Jahren auch tatsächlich zur Anwendung gekommenen Pflegeformen auf Standort, Flora und Vegetation sowie auf die Fauna dargestellt.

In einem eigenen Unterkapitel werden zudem die Auswirkungen moderner Mahdgeräte auf die Lebensgemeinschaft Streuwiese behandelt ([Kap. 2.1.1.9](#), S. 209).

In [Kapitel 2.1.2](#) (S. 210) erfolgt schließlich eine vergleichende, bewertende Diskussion darüber, welche Ziele sich mit den im [Vorkapitel 2.1.1](#) vorgestellten Pflegeformen überhaupt anvisieren lassen. Generell zur Pflege von Streuwiesen ungeeignete Pflegeverfahren werden ausgeschlossen.

2.1.1 Auswirkungen verschiedener Pflegeformen auf die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft

2.1.1.1 Herbstmahd (Streumahd)

Die herbstliche Streumahd ist seit Mitte des 19. Jahrhunderts die prägende Nutzung der Riedwiesen. Insbesondere in den stroharmen Grünlandregionen herrschte diese Nutzungsform zur Deckung des Einstreubedarfs vor. Um die Ertragsleistung der Streuwiesen hoch zu halten, wurden zur Mahd nicht Termine vor Anfang Oktober empfohlen (vgl. [Kap. 1.6.2.1](#)). Auf diese Weise konnten die Streuwiesepflanzen die Retranslokation der Nährstoffe vor dem Schnitt weitgehend abschließen.

Mähzeitpunkt

Die Streuwiesenmahd erfolgte im Herbst oder im Winter. Um die Ertragsfähigkeit einer Streuwiese nicht zu beeinträchtigen, wurde von Streuwiesenkundlern wie STEBLER (1898) seinerzeit die Streumahd nicht vor Ende September empfohlen (vgl. [Kap. 1.6.2.1](#), S. 136).

Tabelle 2/1

Überblick über mögliche Pflege- und Entwicklungs-Alternativen in Streuwiesen-Lebensräumen.

Pflegemaßnahmen auf der Fläche	- Herbstmahd oder Wintermahd - Sommermahd - extensive, zeitweise Beweidung - Rotierende Pflege/Kontrollierte Brache - Entbuschung - Mulchen - Kontrolliertes Brennen
Ungelenkte Entwicklung/ Brache	- Verbuschung und Verwaldung - Verfilzung - Verhochstaudung mit Filipendulion-Arten bzw. mit Neophyten (insb. Goldruten) - Verschilfung - Verhochmoorung
Flankierende Maßnahmen	- Einrichtung von Pufferstreifen mit Nutzungseinschränkungen - Fortführung bzw. Verzicht der Unterhaltung von Entwässerungseinrichtungen - Lenkung des Besucherverkehrs
Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage	- Aushagerungsschnitte - Oberbodenbehandlungen - Abräumung von Aufforstungen - Aufbringen von Saatgut oder Pflanzung von Streuwiesenarten - Wiedervernässung
Maßnahmen zum Biotopverbund	- Entwicklung naturbetonter Linearstrukturen - Extensivierung oder Renaturierung umliegender Intensivflächen - Einbeziehung anderer naturbetonter Flächen in ein Entwicklungskonzept für Streuwiesen-Lebensräume

Nährstoffentzug

Durch die weit fortgeschrittene Retranslokalisierung pflanzeninterner Nährstoffe kann bei Herbstmahd ohne Zudüngung ein höheres Ertragsniveau erzielt werden als es bei sommerlicher oder spätsommerlicher Mahd möglich ist. Obgleich der Nährstoffentzug bei Herbstmahd infolge der weit fortgeschrittenen oder bereits abgeschlossenen pflanzeninternen Rückverlagerung reduziert ist, bewirkt die Biomasseentnahme dennoch Aushagerungen, die oligotraphente Arten begünstigt.

Vergleiche der Ertragsleistung brachliegender Kopfbinse- und Pfeifengras-Streuwiesen mit denen

gemähter Parallel-Bestände zeigen, daß auch mit dem Herbstschnitt noch erhebliche Mengen an Nährstoffen entzogen werden. Auf nur einjährigen Brachen von Mehlsprimel-Kopfbinsriedern ermittelten BOSSHARD et al. (1988: 198) bereits um 28,8% erhöhte Ertragswerte gegenüber den Erträgen der im Oktober geschnittenen Versuchspartellen.

In einer von *Molinia caerulea* dominierten Versuchsfäche im Eberfinger Drumlinfeld östlich von Weilheim betragen die Ertragswerte in den um den 10. Oktober geschnittenen Parzellen 16,77 und 22,70 dt TS/ha und Jahr, in den brachliegenden Parallel-Parzellen wurden immerhin Ertragswerte

von 26,72 und 31,90 dt TS/ha und Jahr ermittelt (QUINGER 1993).

Bis zum Herbst werden von den Nährstoffgehalten der Sommerbiomasse nach GANZERT & PFADENHAUER (1986) sowie PFADENHAUER & LÜTKE-TWENHÖFEN (1986) bei den charakteristischen Streuwiesengräsern *Molinia caerulea* bzw. *Schoenus ferrugineus* ca.

80 bzw. 34 % des Phosphors,

90 bzw. 44 % des Kaliums und

70 bzw. 28 % des Stickstoffs

retranslokalisiert. Der verbliebene Rest wird somit durch Mahd dem Standort entzogen. In oligotrophen Pfeifengraswiesen ermittelte KAPFER (1988: Abb. 32) durch Herbstmahd Entzüge von ca. 15-20 kg N/ha und Jahr, 3 kg K/ha und Jahr, EGLOFF (1986: 144) 1,4 - 3,5 kg P/ha bei Mahd Mitte September. In Hochstaudenfluren und Großseggenriedern lassen sich nach GIGON & BOCHERENS (1985: 60) mit 71 bis 86 kg/ha und Jahr wesentlich höhere N-Entzüge durch Herbstmahd herbeiführen.

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Die Entzugswirkung, die selbst mit dem herbstlichen Schnitt verbunden ist, schlägt sich neben den Unterschieden in der Ertragsleistung deutlich in strukturellen Unterschieden zwischen im Herbst gemähten und brachliegenden Streuwiesen-Beständen nieder. Gegenüber den Brachen sind die Halmdichten erhöht, die Wuchshöhe jedoch stark erniedrigt.

Selbst die Wuchshöhe des Blauen Pfeifengrases (*Molinia caerulea*), das einen besonders hohen Wirkungsgrad bei der Rückverlagerung zeigt (vgl. PFADENHAUER & LÜTKE-TWENHÖFEN 1986, PFADENHAUER 1989: 34), fällt auf im Herbst gemähten Flächen deutlich niedriger aus als auf Bracheflächen (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 31 ff.). Dasselbe gilt für weitere in Streuwiesen bestandesbildend auftretende Streuwiesenpflanzen wie *Schoenus ferrugineus* (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 40 ff.), *Schoenus nigricans* oder *Juncus subnodulosus* (BOSSHARD et al. 1988: 200).

Düngerlose Bewirtschaftung in Verbindung mit Herbstmahd wirkt sich auf Dauer vor allem für die Arten der Streuwiesen vorteilhaft aus, die zwar über effiziente Mechanismen der Nährstoff-Rückverlagerung verfügen, diese jedoch erst relativ spät im Jahr abschließen wie etwa die Pfeifengras-Arten oder das Rostrote Kopfried (*Schoenus ferrugineus*). Das Anpassungsvermögen der bestandesbildenden Arten der Pfeifengraswiesen, Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder an diese Form der Nutzung führte zu den für Streuwiesen typischen Vergesellschaftungen.

Ein später Mähtermin kommt nicht nur Arten mit hoher Nährstoff-Rückverlagerungsfähigkeit entgegen. Für die spätblühenden Charakterpflanzen des Verbandes MOLINION wie *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria* oder die späten Enziane erhöhen sich bei späten Mähterminen die Chancen, noch zur Samenreife zu gelangen und sich generativ auszubreiten.

Die Herbstmahd gestattet auch schwachwüchsigen, konkurrenzschwachen Arten das Gedeihen, indem sie die Entstehung von Streufilzdecken verhindert und die Wuchskraft der in Streuwiesen bestandesbildenden Gräser und Sauergräser reduziert. Hier von profitieren niedrigwüchsige Rosettenpflanzen wie *Primula farinosa*, *Aster bellidiastrum*, *Pinguicula*-Arten, *Leotodon hispidus*, *Scorzonera humilis*, *Polygala*- oder niedrigwüchsige *Gentiana*-Arten. Durch die bis in den Herbst währende Beschattung sind diese kleinwüchsigen Frühjahrsblüher in der Photosynthese etwas behindert und bilden daher auch keine zweite Herbstblüte aus.

Bereits einjährige Brachen zeichnen sich im Jahresmittel durch deutlich niedrigere Bodentemperaturen aus als im Herbst gemähte Flächen (vgl. BOSSHARD et al. 1988: 192). Die verzögerte phänologische Entwicklung, die auf Brachen beobachtet werden kann (vgl. WEBER & PFADENHAUER 1987), ist wohl nicht zuletzt auf diesen Umstand zurückzuführen. Die relativ rasche Erwärmung der geschnittenen Grasnarbe zu Beginn der Vegetationsperiode ermöglicht es den Frühjahrsblühern, einen oftmals prachtvollen Blühaspekt zu erzeugen, der beispielsweise im Ammer-Loisach-Hügelland von *Gentiana clusii*, *Ranunculus montanus* und *Primula farinosa* gebildet wird. Foto 10 zeigt den Frühjahrsaspekt einer gemähten und brachgefallenen Streuwiese im Vergleich.

Reaktion der Fauna

Für Vögel bedeutet die herbstliche Streumahd eine vernachlässigbare Störung: Die Brutsaison, während der v.a. viele wiesenbrütende Vogelarten auf Störungen äußerst sensibel reagieren, ist vorüber, die Jungen sind bereits flügge. Während in zweiseitigen Mähwiesen für Nachgelege, wie sie z.B. vom Großen Brachvogel bei (z.B. witterungsbedingten) Verlusten des Erstgeleges zeitig werden, kaum Aussichten auf Reproduktionserfolg besteht (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), kann eine zweite Brut in erst im Herbst gemähten Streuwiesen ohne Schwierigkeiten erfolgreich abgeschlossen werden. Nach Beobachtungen im NSG Ammersee-Südufer bewährte sich ein sehr spät und tiefangesetztes Schneiden der Brutplatz-Streuwiesen des Brachvogels allerdings nicht. Im Folgejahr ist der Aufwuchs im Frühjahr (Mai) noch so niedrig, daß das Brachvogel-Gelege leicht von Rabenvögeln zu entdecken und auszuraubern ist (HERZNER 1993, mdl.).

Die Jungen des Wachtelkönigs werden im Normalfall nicht vor Ende Juli, manchmal aber auch erst Ende August/Anfang September flügge, so daß eine erfolgreiche Reproduktion selbst bei früher Herbstmahd ausgeschlossen ist.

Die Herbstmahd von Streuwiesen ermöglicht auch das Überleben von Kleintierarten, die ihren Entwicklungszyklus erst spät im Jahr vollenden.

Hierzu zählen Blütenbesucher mit später Flugperiode, etwa die für Streuwiesen-Lebensräume typische Wildbiene *Prosopis pectoralis*, die in ihre Brutzellen in Schilfgallen bis Anfang September Pollen verschiedener Hochstauden einträgt, oder die Wild-

biene *Melitta nigricans*, die zur Versorgung ihrer Brut bis Ende August Pollen ausschließlich an *Lythrum salicaria* sammelt.

Eine weitere "ökologische Gilde", die nur bei später Mahd Überlebenschancen besitzt, ist die der nahrungsökologisch an spät fruchtende Streuwiesenpflanzen gebundenen Samennutzer. Hierzu zählen z.B. zahlreiche Wanzenarten (siehe Kap. 1.5.2.6), aber auch einige "Gallionsfiguren" des zoologischen Artenschutzes in Streuwiesen.

Wohl das "pominenteste" Beispiel ist der stark gefährdete Lungenenzian-Ameisenbläuling. Dessen Raupe frißt, bevor sie sich zur Überwinterung in Ameisennester eintragen läßt, in den Fruchtanlagen von *Gentiana pneumonanthe* und *Gentiana asclepiadea*. Eine Mahd vor Mitte September hat durch den abrupten Entzug dieser Nahrungsbasis katastrophale Folgen für Kolonien von *Maculinea alcon ssp. alcon*. Frühe Herbstmahd kann aus gleichem Grunde auch zum Verschwinden des Hellen Wiesenknochen-Ameisenbläulings und des Schwarzblauen Ameisenbläulings führen, deren Raupen je nach Witterungsverlauf bis Ende August/Anfang September oder sogar bis Mitte September in den Blütentöpfen von *Sanguisorba officinalis* fressen.

Späte Mahd kommt aber auch vielen als Imago von vegetativen Pflanzenteilen lebenden Kleintierarten zugute, die bis in den Herbst auf Pflanzennahrung angewiesen sind (z.B. viele Heuschreckenarten der Streuwiesen).

Problematisch ist die Mahd - auch wenn sie erst im Oktober durchgeführt wird - für Tierarten bzw. Entwicklungsstadien geringer Mobilität, die sich zum Mahdzeitpunkt in den von der Mahd erfaßten Krautschichtbereichen befinden* und für die Arten, die endophytisch in der Futterpflanze leben.

Dies gilt z.B. für den Abbiß-Scheckenfalter, dessen mit Jungraupen besetzte Überwinterungsgespinnste, die sich in bis zu ca. 20 cm Höhe in der Vegetation befinden, durch die Mahd zerrissen werden können. Die Eier des Mädesüß-Perlmutterfalters befinden sich zu dieser Zeit an den Blättern und Fruchständen von *Filipendula ulmaria*.

Zu nennen ist weiterhin z.B. die artenreiche Gilde der aus den unterschiedlichsten Gründen an Röhrriecht gebundenen Arten. Mit den Schilfhalmern werden z.B. Eier der Schwertschrecken-Arten und der Großen Goldschrecke entfernt (die Imagines gehen im Spätherbst zugrunde), die Larven röhrriechtbrütender Hautflügler (z.B. der Wildbiene *Prosopis pectoralis*) und die in den Hohlräumen überwinterten Imagines verschiedenster Spinnen- und Insektenarten (z.B. die des Langhals-Laufkäfers) entfernt. Gleiches gilt für Eigelege, die sich an bzw. in den oberen Teilen anderer Pflanzenarten befinden (z.B. solche der Schwertschrecken in Binsen und Seggenstengeln).

Herbstmahd führt also u.U. zum Zusammenbruch der Populationen dieser Arten, wenn nicht einzelne Bereiche bzw. Streuwiesen ausgespart werden.

2.1.1.2 Sommermahd (einmähige Heunutzung)

Die einmähige Heunutzung in Mooren ist eine alt-herkömmliche Nutzungsweise, die im Alpenvorland erst mit Einführung der Streunutzung vollständig ihre Bedeutung einbüßte. Im Bayerischen Wald existieren dagegen auch heute noch bereits im August gemähte und sogar leicht gedüngte Braunseggenrieder, die nach mündlichen Auskünften von Landwirten stabil erscheinen. Verbreitet war die Heugewinnung aus Moorigen bis in jüngste Zeit in weiten Teilen Nordbayerns (s. Kap. 1.6.1.3).

Das zur Verfütterung geeignete Heu (Moosheu, Roßheu) findet in Pferdeställen und auch als Rauhfutterzusatz bei der Jungrind- (nicht Mastrind-) Fütterung Verwendung. Die besondere Eignung des "Roßheus" für Pferde erklärt sich aus deren Steppenherkunft und deren Anpassung an hartgrasige Steppenvegetation, während die Verfütterung proteinreichen Futters zu Verdauungsstörungen, Choliken und unnatürlicher Überernährung führt. Die von Pferden und Jungrindern nicht gefressenen Pflanzenteile werden meist als Einstreu genutzt.

Mähzeitpunkt

Auf reinen Torfböden ist bei spätem Beginn der Vegetationsperiode im Alpenvorland der August der gebräuchlichste Termin für die Moosheugewinnung. In Nordbayern werden für vermoorte Talwiesen, aber auch für Seggenrieder auf Torfböden Juni und Juli als herkömmlicher Termin genannt (SCHARF, KÜSPERT 1992, mdl.).

Die Ursache für die frühe Mahd liegt in der Verwertbarkeit des Mähgutes als Heu:

- Das Schnittgut trocknet in den heißen Sommermonaten gut ab, Schimmelprozesse bei der Futterlagerung werden verhindert;
- Die Nährstoffgehalte des Schnittgutes sind im Vergleich zu im Herbst gewonnener Streu infolge geringerer Nährstoffrückverlagerung höher (s. Kap. 1.4.1.4). Durch das engere C/N-Verhältnis ist das Heu auch für Rinder (Jungvieh) verdaulich.

Nährstoffentzug

Weil die Retranslokation der Nährstoffe nicht oder noch kaum begonnen hat, sind die Nährstoffentzüge größer als bei der Herbstmahd. KAPFER (1987: Abb. 32) gibt für Sommermahd einer Pfeifengrasstreuweise folgende Nährstoffentzüge an (vgl. die Werte der Herbstmahd in Kap. 2.1.1.1, S. 181):

K: 5- 8 kg/ha

P: 4- 5 kg/ha

* Unproblematisch ist sie dagegen für Arten, die im Herbst zur Überwinterung trockenere Kontaktbiotope oder Binnenstrukturen aufsuchen - siehe Kap. 1.5.1.1 - oder die im Boden bzw. in der Mooschicht überwintern.

N: 35 kg/ha.

Eine besondere Bedeutung kommt dem erhöhten Entzug der in Moorböden limitierenden Nährelemente Kalium und v.a. Phosphor zu. Bei geringem Nährstoff-Nachlieferungsvermögen ist eine starke Aushagerung des Standorts in kurzer Zeit zu erwarten (vgl. Kap. 2.5.1.1.2, S. 243). Gegenüber im Herbst geschnittenen Parallelfeldern werden die Erträge bei Sommerschnitt deutlich abgesenkt. Dieser Sachverhalt ist schon den "Klassikern" der Streuwiesen-Kultur bekannt gewesen; aus diesem Grunde wurde seinerzeit auch ausdrücklich die Herbstmahd als Schnitt-Termin empfohlen (vgl. Kap. 1.6.2.1).

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Der Sommerschnitt schwächt die bestandesbildenden Arten der Streuwiesen wie *Molinia caerulea* oder *Schoenus ferrugineus* erheblich, da die internen Nährstoffkreisläufe dieser Arten unterbrochen werden und die Rückverlagerung der Nährstoffe nicht in dem Maße stattfinden kann, wie es bei der (späten) Herbstmahd der Fall ist. Nach bisher vorliegenden Schnittexperimenten erfolgt zwar eine verstärkte Sproßbildung, die jedoch die Verluste an Halmhöhe nicht ausgleichen kann, so daß die Phytomasseproduktion dieser Arten und somit die Gesamterträge (siehe oben) deutlich zurückgehen (vgl. DIEMER & PFADENHAUER 1987).

Sommerliche, insbesondere spätsommerliche, im August durchgeführte Mahd schädigt jedoch keineswegs sämtliche Pflanzenarten, die für Streuwiesen charakteristisch sind. Insbesondere Frühlings- und Frühsommerblüher mit sehr tief sitzenden Assimilationsorganen wie *Gentiana clusii*, *Gentiana verna*, *Leontodon hispidus*, *Pinguicula*-Arten, *Polygala amarella*, *Ranunculus montanus* können von einem August-Schnitt sogar profitieren. Die Beschattungsdauer des assimilierenden Laubwerks der bestandesbildenden Arten nimmt ab, infolge ihrer reduzierten Vitalität überlassen die Hauptbestandbildner diesen konkurrenzschwachen Arten verstärkt Wuchsräume.

Zu den Nutznießern der (Spät)Sommermahd zählen auch frühblühende Orchideen-Arten wie das Kleine Knabenkraut, das im August seine oberirdischen Triebe vollständig eingezogen hat. Da *Orchis morio* im September/Oktober seine Winterrosetten wieder austreibt (vgl. BÖHNERT & HAMEL 1988: 112), gerät es etwa bei Herbstschnitt in Gefahr, geschädigt zu werden. Bei Sommerschnitt nehmen auch einige grasartige Pflanzen der Streuwiesen zu. Insbesondere gilt dies für die Hirse-Segge (*Carex panicea*), die mit ihren Ausläufern rasch in freigewordene Räume vorstoßen kann (vgl. KAPFER 1988: 121).

Benachteiligt außer den bestandesbildenden Grasarten werden vor allem die hochwüchsigen, im Hoch- oder sogar erst im Spätsommer blühenden Schaftpflanzen der Streuwiesen-Lebensräume. Sie erleiden vermutlich (Untersuchungen liegen nicht vor) ebenso wie *Molinia caerulea*, *Molinia arundinacea* und *Schoenus ferrugineus* erhebliche Stoffverluste durch den frühen Schnitt. Sie sind zu diesem Zeitpunkt (2. Augushälfte) noch grün, was dafür

spricht, daß die Nährstoff-Rückverlagerung noch nicht stattgefunden hat. Das Abwelken setzt bei ihnen zumeist erst in der ersten Septemberhälfte ein.

Zudem entfällt für sie die Möglichkeit der generativen Fortpflanzung. Besondere Aufmerksamkeit benötigen spätfruchtende Arten (s. Tab. 2/2, S. 186): Nach WEBER & PFADENHAUER (1987, vgl. auch andere Florenwerke) erstreckt sich die Blüh- und damit auch die Samenabreifung über mehrere Monate. Frühestens Ende August sind in der submontanen Höhenstufe die ersten Samen von Spätblühern abgereift. Mit zunehmender Höhenlage ist sowohl der Vegetationsverlauf als auch die Ausreifung der Samen bis über einen Monat verzögert (vgl. z.B. *Pedicularis sceptrum-carolinum*, Kap. 1.4.2.1.5).

Über kurz oder lang muß deshalb die Population einer Streuwiesenart, die ihren Entwicklungszyklus erst spät abschließt, geschädigt werden, wenn der Schnitt fortgesetzt im Spätsommer ausgeübt wird. In besonderem Maße gilt dies natürlich für spätblühende Therophyten wie den Deutschen Enzian (*Gentianella germanica*). In Tab. 2/2 (S. 186) sind einige krautige Pflanzen zusammengestellt, bei denen andauernde Augustmahd eine erhebliche Populationsschwächung erwarten läßt.

Einige stark gefährdete Arten wie das Preußische Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*), das Karlszepter (*Pedicularis sceptrum-carolinum*) oder die Labkrautblättrige Wiesenraute (*Thalictrum simplex* subsp. *galioides*) zählen dazu. Selbst bei bereits im Juni blühenden Schaftpflanzen wie der Blauen Schwertlilie (*Iris sibirica*) oder dem Karlszepter, öffnen sich die Fruchtkapseln erst im Herbst, das Aussamen findet mithin nicht vor Anfang Oktober statt.

Sommermahd kann Magerzeiger fördern, die an einen frühen Schnitt gut angepaßt sind: Auf einer bodensauren Pfeifengraswiese resultierte aus Frührschnittversuchen nach KAPFER & PFADENHAUER (1986) die Abnahme der dominanten *Molinia caerulea* und der Nährstoffzeiger *Filipendula ulmaria*, *Galium palustre* und *Geum rivale* zugunsten schwachwüchsiger Magerkeits- bzw. Säurezeiger wie *Festuca ovina*, *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis canina* und *Viola palustris*.

Auf kalkreichen, wechselfrischen Standorten führt Sommermahd in Knollen-Kratzdistel-Pfeifengraswiesen nach GÖRS (1974: 381 ff.) zu einer Förderung der Arten des MESOBROMION und des ARRHENATHERION auf Kosten der Arten des MOLINION. GÖRS beobachtete eine rapide Abnahme von *Molinia arundinacea* und eine Zunahme von *Bromus erectus*, *Avenula pubescens* und *Trifolium pratense*.

Auf mesotrophen, feuchten bis mäßig nassen Streuwiesen profitieren Feuchtwiesenarten wie *Sanguisorba officinalis* oder eingestreute Grünlandarten wie *Lathyrus pratensis*, *Vicia cracca* oder wiederum *Trifolium pratense* von einem solchen Mahd-Management. Sogar *Cirsium oleraceum* kann durch den Sommerschnitt begünstigt werden; die Kohldistel kommt mit dem Schnittregime besser zurecht als die bestandesbildenden Streuwiesenarten, solange die

Tabelle 2/2

Pflanzenarten der Streuwiesen, die zumeist nicht vor Ende August zur Fruchtreife gelangen und erst im September zu welken beginnen. Bei fortgesetzter Augustmahd ist ein Rückgang dieser Arten zu erwarten.

<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch
<i>Allium suaveolens</i>	Wohlliechender Lauch
<i>Cirsium tuberosum</i>	Knollen-Kratzdistel
<i>Gentiana asclepiadea</i>	Schwalbenwurz-Enzian
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungen-Enzian
<i>Gentianella germanica</i> agg.	Deutscher Enzian
<i>Gladiolus palustris</i>	Sumpf-Gladiole
<i>Hieracium umbellatum</i>	Dolden-Habichtskraut
<i>Iris sibirica</i>	Blaue Schwertlilie
<i>Laserpitium prutenicum</i>	Preußisches Laserkraut
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>	Karlszepter
<i>Selinum carvifolia</i>	Kümmel-Silge
<i>Senecio paludosus</i>	Sumpf- Greiskraut
<i>Serratula tinctoria</i>	Färberscharte
<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbiß
<i>Swertia perennis</i>	Sumpf-Tarant
<i>Thalictrum simplex</i> subsp. <i>galioides</i>	Labkrautblättrige Wiesenraute

Aushagerung für sie als nährstoffbedürftige Art nicht zu weit voranschreitet.

Starke Schädigungen durch die (spät)sommerliche Mahd erleiden hingegen das Mädesüß und das Schilf. Eingeschobene Augustschnitte können umgehend die Rückdrängung von *Phragmites australis* und *Filipendula ulmaria* herbeiführen (nähere Ausführungen hierzu siehe Kap. 2.5.1.2.2, S. 248, und 2.5.1.2.5, S. 249). Überflutungsstreuweisen zeigen oft eine so hohe Produktivität, daß nur durch eine Vitalitätsminderung der bestandesbildenden MAGNOCARICION- (z.B. *Carex elata*)- und PHRAGMITION-Arten mittels spätsommerlicher Mahd die notwendigen Wuchsräume für niedrigwüchsigeren Arten geschaffen werden können.

Reaktion der Fauna

Die Mahd von Seggenriedern im Juni und Juli führt in Gebieten, in denen die Bekassine, der Wiesenpieper, die Sumpfohreule oder die Wiesenweihe brüten, leicht zum Verlust von Jungvögeln und zum Abwandern der Altvögel. Selbst wenn die Mahd die Nester nicht erfaßt, können die mit ihr verbundenen massiven Störungen zur Aufgabe der Bruten führen. Eine erfolgreiche Reproduktion dieser Arten ist bei Mahd im August dagegen möglich. Auch in anderen Streuwiesentypen stellt Augustmahd für die Wiesenbrüter - mit Ausnahme des Wachtelkönigs (siehe Kap. 2.1.1.1, S. 181) - kein Problem dar.

Differenzierter ist die Reaktion der Wirbellosenfauna auf Sommermahd. Die wichtigsten Auswirkungen einer Sommermahd in Streuwiesen sind:

- Plötzlicher Nahrungsentzug für phytophage Kleintierarten, die sich von oberirdischen Pflan-

zenteilen ernähren und Fehlen von Eiablagemöglichkeiten;

Beispiele:

Scharteneule (*Acosmetia caliginosa*, RL By 1; Raupen fressen im Juli und August ausschließlich an *Serratula tinctoria*), *Melitta nigricans* (diese Wildbienenart sammelt im August Pollen von *Lythrum salicaria*), Schwalbenschwanz (im August fressen die Raupen der zweiten Generation v.a. an *Peucedanum palustre*), Lungenenzian-Ameisenbläuling (die Falter, die Ende Juli/Anfang August die Nester der Wirtsameisen verlassen, finden entweder bereits keine Enziane mehr vor, oder die Eier gehen verloren).

Ein grundsätzlicher Unterschied zwischen der Wirkung der Augustmahd auf spätblühende Pflanzenarten und phytophage Kleintiere besteht darin, daß erstere Augustmahd tolerieren, solange sie wenigstens periodisch zur Samenbildung gelangen, während letztere darauf angewiesen sind, daß ihre Nahrung bzw. Eiablage-Struktur in jedem Jahr zur Verfügung steht!

- Verlust immobiler Entwicklungsstadien;

Beispiele:

Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling und Schwarzblauer Ameisenbläuling (Jungrauen befinden sich in *Sanguisorba officinalis*-Blütenköpfchen und verlassen diese nicht), Mädesüß-Schneckenfalter (Verlust der bereits im Juni/Juli auf *Filipendula ulmaria* abgelegten Eier).

- Plötzliche und einschneidende Veränderung des bodennahen Mikroklimas;

Beispiele:

Der Sumpfröhrling und weitere hygrophile Heuschreckenarten ziehen sich unmittelbar nach der Mahd in ungemähte Bereiche zurück (wenn vorhanden!), da die Luftfeuchtigkeit in Bodennähe auf frisch gemähten Flächen an sonnigen Augusttagen (bevorzugtes "Mähwetter"!) stark absinkt. Wenig mobile Entwicklungsstadien hygrophiler Streuwiesen-Kleintierarten sind dagegen vielfach nicht in der Lage, sich rechtzeitig in Bereiche mit ausreichend hoher Luftfeuchtigkeit zurückzuziehen und verenden.

Einige Heuschreckenarten vermögen die frisch nachtreibenden Wiesen bald darauf wieder in hoher Dichte zu besiedeln und profitieren sogar von der höheren Nahrungsqualität des frischen Grüns (ebenfalls z.B. Stengel-besaugende Zikaden).

- Veränderung der Struktur des Vegetationsbestandes;

Beispiele:

Augustmahd fällt in die Fortpflanzungsperiode der Sumpfschrecke. Die Männchen benötigen zur Stridulation eine Vegetationsstruktur mit kleinflächigem Wechsel hoch- und niedrigwüchsiger Vegetation. Nach erfolgter Mahd ist der Vegetationsbestand einheitlich niedrig und wird von der Art strikt gemieden. Ähnliches gilt für den Warzenbeißer, der in im Hochsommer gemähten Streuwiesen höchstens im Saum zu ungemähten Flächen zu finden ist.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß flächendeckende Augustmahd zu Heunutzungszwecken eine deutlich reduzierte Artenvielfalt an Kleintieren zur Folge hat, wobei auch einige hochgradig gefährdete Arten betroffen sind!

2.1.1.3 Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Zweischürige Futterwiesen-Nutzung in Verbindung mit mäßiger Mistdüngung führt insbesondere auf Anmoorstandorten und auf stark mit Mineralstoffen durchschlickten Niedermoor-Standorten infolge der nachhaltig wirkenden Aufdüngung (vgl. Kap. 1.3.3.3 und 2.5.1.1.2, S. 243) zu einer Umwandlung der Streuwiesen in artenreiche Feuchtwiesen des Verbandes CALTHION. An Stelle der Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder treten Kohldistelwiesen, Bachkratzdistelwiesen, Trollblumenwiesen und Wiesenknopf-Silgenwiesen, deren Pflegeproblematik Gegenstand des LPK-Bandes II.6 "Feuchtwiesen" ist.

Durch extensive Mistdüngung und zweifache Mahd steigt der Anteil der ARRHENATHERETALIA-Fettwiesenarten und besonders der CALTHION-Naßwiesenarten an, die für die Ordnung MOLINIETALIA charakteristischen Spätblüher gehen dagegen verloren.

Reaktion der Fauna

Grundsätzliche Überlegungen zur Wirkung zweischüriger Mahd auf die Tierarten-Zusammensetzung

von Wiesenbiotopen wurden im LPK-Band II.5 angestellt und brauchen hier nicht wiederholt zu werden (siehe z.B. die Ergebnisse der Untersuchungen von BOCKWINKEL 1990). Festzuhalten ist, daß Arten mit nur einer Jahresgeneration durch die frühe erste Mahd stark beeinträchtigt werden, während Arten mit zwei Jahresgenerationen i.d.R. besser in den Mährhythmus eingepaßt sind.

Die Fauna zweischüriger CALTHION-Wiesen kann durchaus hohen Artenreichtum und naturschutzbedeutsame Tierarten aufweisen (siehe z.B. BRÄU 1987). Durch diese Nutzungsweise werden jedoch die charakteristischen Streuwiesenbewohner (wie z.B. der Lungenenzian-Ameisenbläuling oder das Blaukernauge) verdrängt und es stellt sich eine Zoozönose mit völlig anderer Zusammensetzung ein.

2.1.1.4 Beweidung mit Rindern

(Bearbeitet von A. Ringler)

Diese Nutzungsalternative gilt auf Mooren und Naßflächen oft von vornherein als unpfleglich, wenn nicht sogar schädlich. Aus folgenden Gründen ist aber eine unbefangene und detaillierte, wenn auch kritische Prüfung geboten:

- 1) Als Primärnutzung vieler heutiger Streuwiesen (brachen) und mancher nicht streugentzelter Niedermoores gehört sie zu den "traditionellen" Nutzungsweisen, gehört also ebenso wie Schafhaltung in Heiden zu den erwägenswerten Alternativen der heutigen Pflegestrategie. Rinderbestoß ist außerdem heute Faktum auf vielen Mooren und Streuwiesenstandorten vor allem höherer Lagen. Eine fundierte Beurteilung aus Naturschutzsicht ist also in jedem Fall vonnöten, auch wenn diese Bewirtschaftungsart nicht überall den naturschutzfachlichen Vorzug verdient.
- 2) Regional herrscht auf Nieder- und Anmooren sogar ein zunehmender Umwandlungsdruck von Streu- zu Weidenutzung; zunehmende Betriebsaufgaben bzw. Übergang in den Zu- und Nebenerwerb mit Verknappung der landwirtschaftlichen Arbeitszeit, Umwidmung von Milchwirtschaft auf Fleischerzeugung (Mutterkuhhaltung, Galloways usw.) erschweren die Erhaltung und Wiedereinführung streuverwendender Betriebssysteme, steigern den Bedarf an extensiven Weideflächen, erleichtern eventuell die Einrichtung relativ großflächiger, u.U. gemeinschaftlich beschlagener Weidegebiete. Attraktive EU-Älppungsprämien führen zu Anträgen auf Umwidmung auch tiefergelegener Extensivgrünlandgebiete, z.T. mit eingeschlossenen Feuchtgebieten. Bereits jetzt liegen eine Reihe anerkannter Almen/Alpen mit Mooren und Streuwiesen außerhalb der morphologischen Alpengrenze im Vorland (z.B. Rieder "Alm" bei Kochel/TÖL, Wildseegebiet/WM, Waldweide Murgenschbach/WM). Der Pensionsviehanteil nimmt nicht nur auf Almen/Alpen, sondern auch in Gemeinschaftsweiden des Vorlandes zu (vgl. TREMMEL 1992).
- 3) Beweidung verdient schon deshalb Beachtung, weil sie jene Naßbiotope (mit)geprägt hat, aus deren Artenbestand sich die Streuwiesen-Le-

bensgemeinschaften rekrutiert haben (vgl. Kap.1.6). Viele Indizien sprechen dafür, daß die Extensivbeweidung vergangener Jahrhunderte den Urzustand von Feuchtstandorten nicht wesentlich verändert hat, mithin den Weiterbestand des spätglazialen und frühholozänen Artenbestandes bis in das Streuwiesenzeitalter hinein ermöglichte. Sie beschnitt offensichtlich auch nicht den Spielraum für solche Arten, die im 19.Jhd. und frühen 20.Jhd. verschwanden, und von denen man nicht weiß, ob sie sich je in die "neuzeitlichen" Streuwiesenlebensräume eingefügt hatten. (z.B. *Cerastium alpinum*, *Carex capitata*, *C. microglochin*, *Minuartia stricta*, *Stellaria crassifolia*). In diesem Zusammenhang muß daran erinnert werden, daß der Beginn einer geregelten Streuwiesenkultur längst vor der modernen Standortmelioration mit gewissen Entwässerungsmaßnahmen verbunden war, die auf Triftweiden weitgehend entfielen.

- 4) Beweidung ist für viele Betriebe derzeit die einzige realisierbare Offenhaltungsalternative ehemaliger Streuflächen. Auch in alten Moorweiden zog sich die begleitende Streunutzung in den letzten 20 Jahren weitgehend zurück.
- 5) Im Vertragsnaturschutz der Feuchtflächen wird örtlich bereits seit Jahren auch die Beweidungsalternative gefördert, ja sogar in Pilotfällen gezielt auf Quellmoorbrachen gelenkt und in ihren Auswirkungen dokumentiert (so z.B. Hartschimmelhof/WM),
- 6) Im Alm-/Alpbereich sind Moore und (ehemalige) Streuwiesen der zuwendungsfähigen Lichtweidefläche gleichgestellt, werden also auf die prämiierende Auftriebszahl angerechnet. Sie werden unabhängig von ihrer Weide-Belastbarkeit für eine prämiensteigernde Bestoßmaximierung herangezogen.
- 7) Beweidung bedeutet grundsätzlich weniger Wertungs- und Geräteinsatzprobleme sowie einen geringeren Subventionsbedarf (z.B. in Form von Erschwerniszuschlägen) als (imitierende) Streumahd, erfüllt also die Generalforderung nach Aufwandsminimierung und energiesparsamer Biotoppflege (LPK-Band I) u.U. besser als technikgestützte Flächenbehandlung,

Das "Wo" und "Wie" ist bei Streuwiesen- und Niedermoorbeweidung von außerordentlicher Bedeutung.

Das Kapitel gliedert sich folgendermaßen:

- Ursprünge der Moorweidenutzung; Differenzierung in unterschiedliche Beweidungssituationen, deren Vermengung zu Mißbräuchen führen kann (Kap. 2.1.1.4.1).
- Auswirkungen auf Standort, Oberflächenform und Abtrag (Kap. 2.1.1.4.2)
- Vegetationskundlich-floristische Auswirkungen (Kap. 2.1.1.4.3)
- Faunistische Auswirkungen (Kap. 2.1.1.4.4)
- Eignungsdiskussion der unterschiedlichen Besatzdichten, -perioden und Haltungsformen (Kap. 2.1.1.4.5)

- Eignungsdiskussion der unterschiedlichen Tier-rassen (Kap. 2.1.1.4.6).
- Tierhalterische und weidehygienische Gesichtspunkte, deren Kenntnis und Respektierung nutzer- und naturschutzakzeptable Kompromißlösungen erleichtern (Kap. 2.1.1.4.7).
- Auswirkungen auf spätere Schnittpflege (Kap. 2.1.1.4.8)

Der Terminus "Beweidung" assoziiert das Abfressen von Pflanzen. Es werden aber nicht alle vom Vieh aufgesuchten oder passiertenen Weideteile auch befressen. In Moor- und Streuwiesen-enthaltenden Weiden ist die Rinderaufenthaltsfläche im allgemeinen ungleich größer als die Futterfläche. Deshalb wird im folgenden auch der fraßneutrale Terminus "Auftrieb", "Bestoß" oder "Beschlag" verwendet. Damit wird lediglich gesagt: in der Weide-Einheit hält sich eine bestimmte Menge an Vieh auf.

Pflege-Entscheidungen dürfen nicht nach Lektüre beliebiger Ausschnitte dieses Kapitels getroffen werden. Erst die Zusammenschau mit Kap. 4.2.2 darf den Ausschlag im Für und Wider sowie im Spektrum verschiedener Ausgangssituationen geben.

2.1.1.4.1 Nutzungsgeschichtliche Rahmenbedingungen

Weitläufige, mehr oder weniger behirtete Triftweide war jahrhundertlang bis zum Einsetzen der Streu- und Torfwirtschaft die wohl überwiegende Nutzungsform der Moore, insbesondere der Niedermoores (vgl. z.B. ARETIN 1795, HAZZI 1796 zit. in RINGLER 1987, DIENER 1931, KARL 1965, VILGERTSHOFER & LAYRITZ 1993). In der einstigen Hartwiesennutzung des Alpenvorlandes dürften die vielen, in die Heiden, lichten Weidehaine und Magerwiesen eingelagerten Niedermoores ebenfalls sporadisch mitbeweidet worden sein (vgl. z.B. HAUSHOFER 1957). Beispiele: Ostermoos - Selmaierhof/ED (bis zum 2. Weltkrieg), Weilheimer Hartwiesengebiet, Gebiet Hartkapelle - Hartschimmel/STA).

Vor der weitgehenden Überführung in privatrechtlichen Besitz (nach der Säkularisation bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts) waren Moore Gemeindegrund und gehörten zur Allmende. Sie dienten als "Freye" der allgemeinen Weide, dem "Blumbesuch". Aufgetrieben wurden vorwiegend Rinder (oft unter Aufsicht eigener Kuh- und Ochsenherder (DIENER 1931) und Pferde (Jungpferde liefen vielfach frei im Moos herum). Randgemeinden reichten deshalb weit in die großen Niederungsmoores hinein (z.B. Moosraingemeinden am Donaumoos, Dachauer und Erdinger Moos, Hügelrand der Isarmöser unterhalb Landshut).

Die Schwaigenwirtschaft (von Stamm- und Klostergütern im Moorbereich betriebene viehwirtschaftliche Vorwerke) förderte den Viehauftrieb der großen Becken- und Schotterebenen-Niedermoores am Alpenrand, nördlich München und in den Donaumösern.

Der Rückgang der Moorbeweidung im 19. und frühen 20. Jahrhundert (und ihre teilweise Ablösung durch regelrechte Streuwiesenkultur, später durch Melioration; vgl. Kap.1.6) ging vor allem in Südwestbayern einher mit der durch zunehmende Unrentabilität des Getreide- und Flachsangebues sowie durch Billigimporte von Getreide und Baumwolle erzwungenen Umstellung auf spezialisierte Milchwirtschaft mit Verbesserung des Sennereiwesens (Herstellung haltbarer Käsesorten usw.).

In vielen Mooren und heutigen Streuwiesen erinnern Flurnamen an die frühere Nutzungsart: "Weidmoos" (z.B. Ettaler Weidmoos/GAP, Weitfilz bei Seeshaupt/WM, Auer und Aiblinger Weidmoos/RO), "Tratt- oder Drathmoos" (z.B. Neuching/ED und S Prien/RO), "In der Tratt" (z.B. bei Bayer-soien/GAP), "Freimoos" (z.B. bei Halfing und Eggstätt/RO), "Kühwampe" (z.B. am Chiemsee), "Viehlaßmoos" (z.B. bei Gaden/ED), "Einfang" oder "Gfäng" (durch Gräben umgeben) "Roßmoos" und "Roßfilz" (z.B. N Penzberg/TÖL), "Kuhmoos" (z.B. bei Trauchgau/OAL), "Lausen", "Urtehn" oder "Lüsse" (durch Verlosung immer wieder neu verteilte Moosgründe; z.B. bei Neufinsing/ED), "Melkstatt" oder "Melköde" (bestimmte Viehsammelplätze besonders im Schwaigenbereich) etc. (vgl. z.B. DIENER 1931, VILGERTSHOFER & LAYRITZ 1993). Auch die Aufteilung in sehr schmale Handtuchparzellen zur privaten Torfausbeutung erinnert an ehemalige Moor-Allmendegebiete (z.B. Giggenghauser Moos/FS, Pfaffenhäuser Ried/MN, Graßlfinnger Moos/FFB, Finsinger Moos/ED)

Seit den 1930er Jahren wurden Moor-Triftweiden zunehmend durch hirtlose Koppelweiden abgelöst oder im Zuge der Meliorierung intensiviert. Dieser Prozeß hält bis heute an (Aufteilung der Weidegenossenschaften Fronreiten, Pischlach/WM u.a.).

Größere allmende-ähnliche (Genossenschafts-) Weiden im Moorbereich bzw. mit Mooranteilen haben sich aus alter Zeit vor allem im Loisach-, Lech- und Allgäu-Vorland erhalten, z.B. im Kochelseemoos (Gemeinschaftsweide Ried), Eschenloher Moos (RINGLER et al. 1986, FAAS 1994), bei Fronreiten, im Sauwald S Prem (KRAUS 1993), bei Pischlach, Steingädele und Urspring (alle WM), bei Bayer-soien-Lettigenbichel/GAP (TREMMELE 1992), nördlich des Bannwaldsees/OAL, im Standortübungsplatz Bodelsberg/OA. Kleinere Weidekoppeln mit langer Weidetradition mit Moor-Anteilen bzw. streuwiesen-äquivalenten Standorten finden sich an vielen Stellen, so etwa im Wierlinger Wald/OA, im Hochmoor NE Schwarzenbach SW Wildsteig/WM, im Litzau-, Schlauch- und Gschwandfilz/WM, bei Staltannen/WM, im Altenauer Moor/GAP, im Langenmoos bei Steingaden/WM. Eine eingehende Schilderung zahlreicher Moorweidestandorte gibt BRUDI (1995). Minerotrophe, mit vielen (Kalk-)Niedermoorpflanzen durchsetzte Spirkelfilze, die an anderer Stelle vielfach durch Streuwiesen ersetzt sind, wurden/werden (relativ zu anderen Moorstandorten) oft bevorzugt beweidet. Gut vorstellbar ist die Herauentwicklung vieler Streuwiesen aus solchen sehr lichten Moor-

Weidewäldern im späten 18. und frühen 19. Jahrhundert parallel zur Heide- und Grünlandentstehung aus Waldweide- oder Großwildlichtungen. Dies wird bestätigt durch heutige Streuwiesenstandorte, die auf den Kartenblättern der ersten Landesaufnahme (ab ca. 1820) noch als "Boschen" oder Moorgehölz signiert sind.

In den höheren Berglagen ist die Alpwirtschaft (über Rodung, Auflichtung und/oder Beweidung) nicht nur für den heutigen Zustand, sondern wohl auch für die Entstehung vieler Herzblatt-Braunseggen-sümpfe, Davallseggenrieder, Haarbinsenrieder, Eisseggenfluren, Übergangsmoore und Hochmooranflüge, ja sogar für Kopfbinsenrieder (letztere z.B. auf der Probstebauernalm/TÖL, am Ofenberg bei Garmisch) bestimmend. Viele Almen/Alpen bekunden die Feuchtflächendominanz schon im Namen: Moos(en)-Alm/-alpe (z.B. Scharfreuter/TÖL, Lattegebirge/BGL, Engenkopf bei Oberstdorf), Mooserboden (RO), Röthel-, Wilden- und Winkelmoosalm/TS, Hör- und Seifenmoosalpe/OA, Bau- und Arzmoosalm/RO u.a.

Zu Zeiten der Milchviehhaltung überlagerte die Streugewinnung stellenweise den Weideeinfluß auf Almen/Alpen. In vielen Lichtweidebereichen der Bayerischen Alpen, vor allem der Karböden, großen Karsthohlformen, der Flysch-, Ultrahelvetikum- und kalkalpinen Mergelgesteinszonen, nehmen höhenstufenspezifisch geprägte Moor- und Naßstandorte aus dem Geltungsbereich dieses LPK-Bandes erhebliche Flächenanteile, manchmal fast die ganze Weidefläche ein (vgl. JE PARK, SPATZ 1970, RINGLER 1988).

Beispiele: Priesberg-, Gotzen- und Anthauptenalm/BGL, ehemalige Funtenseealmen/BGL, Roßalm am Winkelmoos und am Geigelstein/TS, Lärchkogel-, Moosen-, Rehgraben- und Felleralm/TÖL, Karstkessel im Risserkogel-Plankenstein- und Rotwandgebiet/MB, Altenauer Roßalpe/GAP, Hirschwang/OAL, Prinschenhütte, Hochschelpen und Piesenkopf/OA, Hochhädrich/OA, Roßkopf bei Hindelang/OA (Liste der "Mooralmen" siehe RINGLER 1981).

Im Unterschied zum Vor- und Tiefland sind die mineralischen, z.T. auch organischen Alm-Naßstandorte trotz ihres geringen Futterwertes und ihrer weidehygienischen Nachteile aus agrarischer Sicht den übrigen Flächen völlig gleichgestellt und zumeist zaunlos in die Gesamtweide integriert (damit den Weide/Ried-Trennungsvorschlägen von DIETL 1980 zuwiderlaufend), zumal sich die Auftriebsprämiem nicht nach der Standorteignung, sondern nach Viehzahl und Bestoßfläche bemessen. Feuchtflächen sind meist nur ein Teil der kartierwürdigen Biotopkomplexe. Die Weidewerte der Moor- und Mineralbodenstandorte unterscheiden sich auf vielen Mittel- und Hochalmen weniger als im Alpenvorland, denn typische Borstgrasrasen bieten nur graduell besseres Futter als Rasenbinsen- oder Kleinseggenrieder (Beispiele: Gotzenalm/BGL, Moosenalm/TÖL, Hirschwangalpe am Grubenkopf/OAL). Dies senkt die Hemmschwelle des Viehs, Naßstandorte mitzubeweideten.

Demgegenüber werden kolline und tiefmontane Streuwiesen und teilweise auch Moorweiden als Pflege- und Sondernutzungsinseln (Inselbiotope) im Regelfall stark abweichend von angrenzenden Flächen behandelt und gefördert. Eine Zwischenstellung nehmen jene gemeinschaftlich genutzten Heimweiden des Alpenrandbereichs ein, in denen ebenfalls ein Nutzungsverbund zwischen Moor und Mineralböden herrscht (siehe BRUDI 1995).

Daraus folgt also: **Offene Naßstandorte sind in den Hochlagen viel enger in die Gesamtnutzung integriert als in den Tieflagen.** Auch deshalb kommt den Alm-Riedern und -mooren innerhalb des Bandwirkungsbereichs eine Sonderstellung zu.

Der Weidedruck auf Vorland- oder Alpenrandmoore dürfte insgesamt abgenommen haben, seitdem der Futterbeitrag der trockeneren Mineralbodenanteile und der meliorierten Mooreteile innerhalb der Weideeinheiten seit einigen Jahrzehnten durch Aufdüngung bzw. Entwässerung wesentlich gesteigert wurde. Denn einst hatte das Weidevieh die Wahl zwischen trockenen und nassen Magerrasen (terrestrische/telmatische Standorte), heute aber zwischen nassen Magerrasen (Streuwiesen, Moore) und Fettweiden.

Aus alledem ergibt sich, daß beim Pflegekonzept die unterschiedlichen Nutzungsgeschichtlichen Rahmenbedingungen unbedingt berücksichtigt werden müssen. Zumindest 3 Flächenkategorien erfordern jeweils unterschiedliche Pflegestrategien:

A: Alte Moorweiden

Hierunter fallen vor allem:

- Organische Feuchtstandorte innerhalb der Genossenschafts-, Gemeinschafts-, Berechtigungs- oder Privatalmen der Hochlagen
- Organische Feuchtstandorte innerhalb genossenschaftlich genutzter Heimweiden des Vorlandes und der Alpentäler (Allmende-Relikte).

Ihre Biotop- und Vegetationsstruktur ist seit altersher durch den Haustierauftrieb gestaltet. Dies ist zwar in den Katastern nur bis ins frühe 19. Jahrhundert zurück, durch archivierte Weiderechtsstreitigkeiten verschiedener Gemeinden aber teilweise bis ins 16. und 15. Jahrhundert zurück belegbar. Im Regelfall dürfte die Beweidung aber noch viel weiter zurückgehen, z.T. auf die Völkerwanderungszeit (viele Allgäuer Weideflächen entstanden mit der Alemannen-Einwanderung im 5. Jahrhundert) oder gar die Keltenzeit (vgl. SPANN 1954). Hier muß die Beweidung als **Primärnutzung** gelten (wenn man von Jagd und Fischerei absieht). Ihre Fortsetzung in geeigneter Form (siehe unten) entspräche dann einer bestandeserhaltenden Pflege. Da altgenossenschaftliche Besitzstrukturen

- den Aufwand des einzelnen Genossen reduzierte,
- als einzelbetriebliche Weiderechte ungern aufgegeben wurden
- im allgemeinen viel weniger meliorationsanfällig waren als Privatparzellen

wirkten sie als Refugien für archetypische Halbkulturökosysteme, die anderswo längst der Nutzungsmodernisierung zum Opfer gefallen waren.

B: Junge Moorweiden

In einer völlig anderen Situation befinden sich Niedermoore, Sicker- und Quellhorizonte bzw. Streuwiesen, die erst in den letzten Jahrzehnten aus agrarstrukturellen und betrieblichen Umstellungen heraus in (Jung-) Rinderkoppeln, selten auch Pferde- (Pony-)Koppeln, umgewidmet wurden (Weide als Sekundärnutzung, Überführungsweiden). Sie sind Folge von Betriebsrationalisierung und Stallmodernisierung und im allgemeinen nicht mit "bestandeserhaltende Pflege" gleichzusetzen, weil sie den vorherigen Biotop- und Biozönosecharakter nicht weiterführt, sondern meist gravierend ändert.

Vielfach betraf die Umstellung jene Moor- und Naßstandorte, die während der Urbarmachungs- und Intensivierungsperiode zwischen 1933 und 1980 nicht verbesserungswürdig erschienen, also die

- steilhängigen und stark reliefierten, durch Systemdränung kaum entwässerbaren und großflächig von ertragsfeindlichem Kalktuff beherrschten oder als häusliche Trinkwasserquellen unentbehrlichen Hangquell- und Quellnischenmoore, z.B. Streuwiesenteile auf der Pechschnait-Hochhorn/TS, ehemalige Quellmuldenstreuwiesen bei Steinhausen/AÖ, Quellmoore im Tauerner Graben bei Frasdorf/RO, S Dietramszell/TÖL, SW Sachsenkam/TÖL, Kopfbinsenried am Kienbach SW des Mesnerbichl/STA (bis 1979), Ufermoore am Schwaigsee/WM, Kopfbinsen-Tuffquellmoore E Berchtoldshofen und am Ostufer des Illasbergsees/OAL, PRIMULOSCHOENETUM W Dessau E Bernbeuren/WM, Niedermoor mit Bruchwald SW Ödenhof SW Peiting/WM.
- manche anderweitig nicht nutzbaren Übergangs, ja sogar Hochmoore, z.B. junge Pseudohochmoorbildung auf ehemaliger Streuwiese N Peustelsau/WM, Spirkenfilz NW Haldemooseck S Wildsteig/WM, Winkelfilz/TÖL, Rehmahdsmoos bei Gunzesried/OA
- Feucht- und Sickerstellen innerhalb von Grünland- und Magerrasenparzellen insbesondere im Grundgebirge und Alpenvorland, z.B. Quellriede und Hangsickernischen bei Bischofsreuth, Obergrainet und Schimmelbach/FRG, am Hardtkapellenweg bei Erling/STA, an der Hechenberger Leite/TÖL.

Auf diesen Standorten drängt sich dem Bewunderer der alten Streuwiesen- und Quellmoorherrlichkeit oft der Eindruck einer raschen standörtlichen und floristischen Degradation auf (starke Trittschäden, Verschlammung, örtliche Verlagerung usw.).

Soweit derartige Folgenutzungen aus Naturschutzprogrammen gefördert oder durch gewisse Förderrahmenbedingungen der Ausgleichszulage und des Kulturlandschaftsprogrammes begünstigt sind, ist der Nachweis der Pfleglichkeit (oder Unpfleglichkeit), insbesondere im Vergleich mit Brache, erst noch zu erbringen. Auch deswegen empfiehlt sich

eine detaillierte Aufarbeitung der Bewertungskriterien für Moorbeweidung.

Lokal eindeutige Flächenqualitätseinbußen gegenüber der vorgängigen Streunutzung verleiteten andererseits auch dazu, Moor-Beweidung pauschal, ohne Ansehen der differenzierten Nutzungs- und Biotopvorgeschichte und unter Einschluß von Kategorie A, zu verteufeln. Man sah lange Zeit keinen Anlaß, den Biotopwert von Moorweiden genauer zu analysieren. Dies verzögerte den Beginn der seit langem dringend erforderlichen objektivierenden Untersuchungen zu diesem Konflikt-Thema (LUTZ 1990: 16, FAAS 1994).

C: "Neubelastete Altweiden"

Eine Zwischenkategorie verkörpern jene nassen bzw. torfigen Naßstandortsweiden, die zwar immer schon mit Weiderechten belegt, aber erst neuerdings im Zuge einer Bestoßintensivierung, Wald-Weide-Trennung oder veränderten Weidetechnik, z.B. Portionierung, stärker beansprucht sind, z.B.

- als Ersatz für abgetrennte Waldweiden stärker beschickte Heimweiden zwischen Bannwaldsee und Roßhauptener Speicher ,
- die Moosalpen Vorderhädrich, Hörmoos und Unterhädrich bei Oberstaufer/OA: 75%ige Auftriebssteigerung und Verdoppelung der aufgetriebenen Großvieheinheiten seit 1950, Steigerung der Besatzdichte seit 1965 von 0,95 - 1,53 auf 1,33 - 2,13 Rinder/ha (HACKER 1985, BÜCHER 1987); zusätzliche Erhöhung der Moorbeanspruchung durch Weideportionierung
- das Priesbergmoos/BGL, wo die seltene Riesel Segge (*Carex magellanica*, syn. *paupercula*) zwar unter früheren, aber nicht mehr unter den heutigen Nutzungsbedingungen zu überdauern vermochte
- Teile des Winkel- und Röthelmooses/TS,
- Teile des Wasserscheid- und Krottensteinmooses und demnächst wohl auch des Kronwinkelmooses (alle im NSG Ammergebirge/OAL).

2.1.1.4.2 Auswirkungen der Rinder- (und Pferde-) Beweidung auf Standort und Oberflächenform

Zur besseren Übersichtlichkeit wird dieser Komplex aus direkten und indirekten Wirkungen in Teilblöcke aufgegliedert, die sich allerdings wechselseitig bedingen. Gewisse Überschneidungen mit dem Wirkungskomplex Vegetation und Flora (siehe Folgekapiel) sind dabei unvermeidlich.

Mechanische Einwirkungen

Zentrale Einflußgröße der Weidenutzung auf Mooren und Streuwiesen ist der Viehtritt. Er wirkt entweder für sich (in durchgängig unattraktiven Pflanzenbeständen wie Hochmoor, Beerstrauchheide, Rasensimsenmoor, die zwar vom Vieh begangen aber kaum befressen werden) oder er überlagert sich mit Befraß- und Exkrementenwirkungen (auf futterattraktiveren Standorten).

Trotz breiter Klauen liegt die Drucklast ausgewachsener, etwa 440 - 660 kg schwerer Rinder höher als bei Schafen, ja sogar als bei Schleppern. Ein gesundes Rind legt beim täglichen Weidegang bis zu 18 km, mindestens aber 10 km zurück und betritt dabei etwa 150 - 350 m² Boden (ELLENBERG 1952). Werden die Hufe nicht flach aufgesetzt, schneiden Spitzen und Ränder tief in nicht trittfeste Weidenarben ein.

Natürlich schwankt die Trittwirkung mit der Vieharter (Rasse/Gewicht; vgl. 2.1.1.4.5), der Weidetechnik (siehe 2.1.1.4.4), dem Weidezeitpunkt (im Jahresverlauf stark variierende Flurabstände und Bodenwassergerhalte) und den Untergrundverhältnissen.

Bodenverdichtung tritt vor allem bei Vegetationsbedeckung und mäßiger Bodennässe ein. Sie kann in mineralischen Standorten 10-15 cm tief reichen (LUTZ 1990: 16). Die Lagerungsdichte steigt mit der Beweidungsintensität und -dauer. In schwach beweideten Moorböden fand GAEDECKE (zit. in KLAPP 1965) eine Luftkapazität von rund 100 cm³/l, in stark beweideten von rund 65 cm³/l. Durch starke Zwischenmoorbeweidung stieg im Hörmoos bei Oberstaufer die Lagerungsdichte von 0,10 g/cm³ auf 0,21 g/cm³ (BÜCHER 1987). Auf relativ ebenen Moorflächen sind Trittverdichtungen durch vermehrten Wasserstau zu erkennen. "Sekundäre Weidever-nässung" schildert FAAS 1994 für die Eschenloher Gemeineweide/GAP. Die etwa für Pfeifen-gras-Moorwiesen obligatorische gute Durchlüftung der obersten Bodenschichten ist dann nicht mehr gewährleistet. Der mittlere Feuchte-Zeigerwert der Vegetation (nach ELLENBERG) liegt dann höher als im unbeweideten Zustand.

Die Durchtrittigkeit von Böden steigt im allgemeinen mit dem Anteil der organischen Substanz, mit dem Nässegrad und mit steigender Düngung von Moorgrünland (BARTELS & WATERMANN 1981). Sie ist am höchsten in sehr nassen Anmoor- und Moorböden, insbesondere in nassen oligotrophen Torfen sowie weich-krümeligen Quellkalken (Alm), wie sie in den Kalkschlenken der Quellhangmoore und in Seebeckenmooren abgesetzt werden. Starker Viehtritt verdichtet hier nicht, sondern verdrängt und verquetscht das Substrat; die Zwischenräume zwischen relativ trittstabilen Horsten (z.B. *Schoenus nigricans*, *Eriophorum vaginatum*, *Trichophorum caespitosum*) können leicht völlig verschlammen, so z.B. im Hangquellmoor bei Berg N Habichau/TÖL oder beim Quelltopf der Vorderhädrichalpe/OAL: "Werden diese Gebiete häufig zum Trinken aufgesucht, stehen am Ende der Vegetationsperiode nur noch einzelne grasbewachsene Horste in der Schlammwüste" (HACKER 1985, S.24).

Ist erst einmal der blanke Torf freigelegt, sinken die Klauen relativ weit ein und drücken den breiigen Torf zur Seite und nach oben. Beim Herausziehen wird eine gewisse Torfmenge herausgeschleudert. Verdichtungen treten, wenn überhaupt, dann nur unterhalb 15-20 cm Tiefe oder als Folge von Mineralisierungsprozessen und Zerkleinerungsvorgängen im losgetretenen Torf auf (BÜCHER 1987).

Breig zerstampfte unentwässerte Hoch- und Zwischenmooroberflächen verkrusten bei Sonnenschein. Dann können sich maximal 30 - 50 cm tiefe Trittlöcher bilden, die jedoch in der nächsten Naßperiode wieder zerfließen (HACKER 1985).

Der mechanische Schädigungsgrad der Narbe verteilt sich innerhalb von Moorkomplexen oft nach den Vegetationseinheiten. Beispielsweise unterliegen die randlichen Davallseggenrieder (ehemaligen Streuflächen) im Hörmoosgebiet/OA meist der Schädigungsstufe 1 (verdichtet, aber wenig Narbenlücken, deutliche, aber flache Hufeindrücke), die Kontaktbereiche Zwischen-/Flachmoor der Stufe 2 (Deckung 50-60 %), Stufe 3 (tiefe Trittlöcher) herrscht in Quell- und Sickerfluren und Stufe 4 (Deckung unter 40 %) im Hochmoor (HACKER 1985). Bemerkenswert ist hier, daß die vom Kalkflachmoor zum Hochmoor zunehmende Schädigung keineswegs zur Trittfrequenz proportional verläuft: Auf der äußerlich gesehen wenig verletzten Flachmoornarbe halten sich die Jungrinder viel häufiger auf als im extrem zerstampften Hochmoor. Dies unterstreicht die große Bedeutung der Boden-, Torf- und Trophie-Verhältnisse bei der Schadens- bzw. Verträglichkeitsbeurteilung.

Regenerationsfähigkeit von Trittschäden: Bei entsprechender Weideführung (Abtrieb in Naßzeiten, Rotationsweiden mäßiger Besatzdichte und längeren Ruhezeiten innerhalb der Vegetationsperiode) können diese bis zum Folgejahr vernarben.

Eindeutig überhöhte Besatzdichten zeigen sich dort, wo die nassen, schlammig-offenen Bereiche zwischen den wechselfeuchten Bultflächen über Jahre hinweg moosfrei und offen bleiben. Die umfassendsten ganzjährig anhaltenden Trittschäden mit großflächig weniger als 40 % Vegetationsbedeckung treten auf Hochmoorflächen ohne natürliche oder künstliche Entwässerung im alpinen Stauregenbereich (Jahresniederschläge 1700 mm und mehr) bei verkürzter Vegetationsperiode auf (z.B. Kindsbangetalpe/OA). Pflanzenarten mit rascher vegetativer Kolonisation wie *Carex panicea*, *C. fuscica* oder *C.echinata* fehlen hier. Keine der Hochmoorarten ist in der Lage, während der Weideruhezeit einen Vegetationsschluß wiederherzustellen oder auch nur die Deckung nennenswert zu erhöhen.

Nasse und reine organische Böden verformen sich zwar leichter, bei geringer Trittfrequenz können sich andererseits die einzelnen Hufeindrücke aber rascher rückbilden als in an sich trittstabileren Anmooren mit hohen plastischen Lehnteilen.

Auswirkungen auf die Moor-Morphologie und den trophischen Moortyp

Oberflächliche Ausspülung und Kammeisbildung in Frostwechselperioden vertiefen zusätzlich die durch Viehtritt geöffneten "Schlenken" bzw. Bult-Basis-Flächen. Trittsistente Horste und Torfpakete heben sich damit stärker heraus (sehr deutlich z.B. in einem Hangquellmoor an der Langhalde N des Bannwaldsees/OAL, vor 1979 im Quellhangmoor am Kienbach SE Erling/STA). In Extremfällen kann die weideausgelöste Torfausspülung bei Starkregen

zu bräunlichen Schlammfluten führen, wie sie PAUL in den 30er Jahren aus dem Priesbergmoor/BGL schildert. BUNZA (1978) maß in einem beweideten Braunseggenried der Grasgehrenalpe/OA bei einem 1-stündigen simulierten Regenereignis Oberflächenabflüsse von 58 bzw. 75 % mit einem Gesamtabtrag von 56 g/100 m² bzw. 352 g/100 m².

Schmelzwasserbäche graben sich insbesondere auf ihrem Weg durch weidegeschädigte Gebirgsmoore vertikal und lateral in die Torfe ein, so z.B. am Hohen Hädrich (BÜCHER 1987) und W Rohrmoos/OA.

Unter bestimmten topographischen und klimatischen Voraussetzungen verändert die trittausgelöste oder -verstärkte Erosion langfristig die Mooroberflächenform (siehe unten).

Hangmoorkörper in Hochniederschlags- und Starkregengebieten des Gebirges können als Folge dieser anthropogen gesteuerten Abbauprozesse allmählich fast ganz abgebaut werden, bis schließlich nur mehr einzelne isolierte Torfhorste daran erinnern ("Hochmoorruinen" z.B. Obere Hörnle-Alpe N Balderschwang, Scheunalpe/OA, Schönbergalpe am Riedbergpaß/OA, N des Piesenkopfes/OA, auf der Lärchkogelalm/TÖL, an der Baumoos- und Ackeralm/RO).

Einige einst geschlossene Moorkörper der subalpinen Stufe wurden als Folge der weidewirtschaftlichen Destabilisierung und Schwendung der Moorbstockung wie auch der alpwirtschaftlich bedingten Freistellung der Oberhänge durch Hangbäche und Wasserrinnen im Laufe von Jahrhunderten regelrecht entzweiggeschnitten, so z.B. bei der Schwarzwasserhütte in den Allgäuer Alpen.

Auf mächtigeren Torfen insbesondere am humiden Alpenrand und auf Alpenmooren kann jahrzehntebis jahrhundertelange Beweidung Rüllensysteme (d.h. nicht vom Menschen eingerichtete oberflächliche Moorabflußrinnen) stärker herausmodellieren oder entstehen lassen (RINGLER 1981), die im Luftbild oft eine eindeutige Trennung beweideter und gemähter Moorbereiche ermöglichen. Auffällige Beispiele finden sich in der Eschenloher Gemeineweide (FAAS 1994), östlich des Eichsees im Kochelseemoos (mutmaßlich früher auch beweidet; heute Streu- und Futterwiesen; Rülleneintiefung wahrscheinlich durch Tieferlegung der Erosionsbasis durch Kochelseeabsenkung und Loischeintiefung zu Anfang des 20. Jahrhunderts begünstigt), im Hangmoor bei der Prinschenhütte/OA, im Benediktenwandvorland/TÖL und in vielen anderen Gebirgsmooren insbesondere des Allgäus.

Rüllensysteme fehlen aber auch den seit langem unbeweideten Hochmooren nicht völlig.

Den Mechanismus der weidebegünstigten Rüllensysteme erklärt FAAS (1994) folgendermaßen: Weidetritt löst geschlossene Vegetationsdecken stellenweise in zahlreiche Kleinbulte auf. Die Hufe lockern beim Herausziehen die oberflächennahen Torfe. Die entstandenen Wundstellen unterliegen durch Starkregen und Frostdynamik (Kammeisbildung) einer verstärkten Erosion, die entlang vorgezeichneter

Eintiefungen zu Rinnenbildung führen kann. "Wer einmal eine Rülle gesehen hat, nachdem eine Pferdeherde hindurchgaloppiert ist, wird die Theorie einer erhöhten Erosionsanfälligkeit solcher Bereiche nicht mehr ernsthaft bestreiten können" (FAAS 1994, S.174).

Derartige Rinnensysteme können sich hangaufwärts verzweigen, so etwa im stark weidebelasteten "Kraftermoor" des Röthelmooses/TS, auf der Felleralm/TÖL, am westlichen Mooreinhang des ehemaligen Rohrsees im Kochelseemoos oder im Birkachmoor auf der Unteren Wilhelminenalpe/OA.

"Weiderüllen" schließen örtlich auch an alte Entwässerungsgräben an, deren Entwässerungswirksamkeit sie erhöhen; sie sind dann nichts anderes als rückschreitende Erosionslinien, die durch menschliche Eingriffe ausgelöst werden. Beispiele: Kematsrieder Moor bei Oberjoch/OA, Eschenloher Gemeinweide; möglicherweise deuten auch grabenverlängernde Rüllen im Weidfilz (Name !) bei Staltach/WM auf eine frühere Weideperiode.

Auf den alten Moorweiden mit nicht zu geringmächtiger Torfunterlage differenzieren sich die Standortverhältnisse in nässere, z.T. schlenkenartige Rüllenzonen/Kleinmulden und ausgedehntere, wechselfeuchte bis -trockene, kuppen- bis kleinplateauartige "Hochlagen" (FAAS 1994). Je nach trophischem Moortyp können die Sekundärrüllen kalkoligotroph (z.B. Lainbachschwemmkegel bei Pesenbach/TÖL, Hangmoor bei Staltannen/WM), zwischen- und hochmoorartig sein (z.B. Kematsrieder Moor bei Oberjoch sowie Roßkopf bei Hindehang/OA).

Das Ausmaß der Kleinmodellierung hängt natürlich vom Höhenunterschied und von der Nähe zur Erosionsbasis (Vorfluter, Wandstufe, Doline), sowie von der Höhenlage (Intensität der Schmelzwasser-, Regenwasser- und Frosterosion) und der Hangneigung bzw. Hanglage ab. Beweidete Karunterhangvermoorungen sowie dolinenumkränzte Hochlagen-Hangmoore, die von Oberhangabflüssen angegriffen werden können, sowie nach mehreren Seiten steil abfallende Sattelmoores sind deshalb häufig am stärksten zerschnitten oder in verstreute, 1-2 m hohe Resttorfinseln aufgelöst (z.B. Seifenmoos bei Almagmach/OA, Priesbergmoos und Gotzenalm/BGL, Schönbergalpe, Windecksattel und Ziebelmoos/OA).

Größere, durch Rüllenbildung oder Gräben stärker austrocknende Torf-"Hochflächen" in Moorweidegebieten sind auch stärker intensivierungsgefährdet (Mineraldüngung z.B. bei Eschenlohe).

Eine morphologische Eigentümlichkeit über lange Zeit beweideter Hangmoore sind Abtreppungen in relativ geringmächtigen (bis 1m) Torfen über tonig-mergeligem Gestein zwischen ca. 1200 und 1500 m Meereshöhe, die jeweils stark von Jungrindern abgetreten sind (z.B. Hangmoore der Oberen Alpe im Osterbachtal/OA). Der Entstehungsmechanismus (Solifluktion? Rückschreitende Weideerosion?) bedarf noch der Klärung.

Viel weniger offensichtliche (mikro)morphologische Trittwirkungen (abgesehen von Trittpfaden

entlang der Weidezäune) erleiden mineralische oder anmoorige, nur wechselfeuchte bis -wechsellasse ehemalige Streuwiesen, z.B. bei Untermühlberg am Ostrand des Ellbachmooses/TÖL, oder auch etwas vorentwässerte Torfe (z.B. NE Obersöchering/WM, bei Eschenlohe/GAP) sowie Hangvernässungen der Keuper-Lias-Region (z.B. *Carex distans*-Fluren S Absberg/WUG). Allerdings ändert sich der Bodenwasserhalt, womöglich auch die Wasserrückhaltefähigkeit durch Verdichtung.

Die Strukturvielfalt bestimmter extensiv beweideter Übergangsmoore, z.T. auch Kalkniedermoores beruht auch auf einer eigentümlichen Bultbildung, deren Entstehungsmechanismus wenig mit den oben beschriebenen Vorgängen zu tun hat. Vor allem minerotrophe Spirkenfilze mit lockerer Bestockung enthalten häufig 0,5-2 m hohe, spitzkegelige bis kissenförmige Torfmoosbulte am Stammfuß einzelner Spirken oder Fichten oder um stark verbissene Kleinfichten, die als "Minihochmoorinseln" aus Zwischenmooren, Braunmoosstufenkomplexen oder sogar Kalkflachmoorbeständen aufragen, so z.B. im Wannenfilz am Bannwaldsee, im Litzau- und Schlauchfilz bei Steingaden, am NE-Rand des Premer Filzes/WM (RINGLER 1977, STEGMAIER 1982). Im Stammbereich kann sich Bultvegetation ungestört entwickeln, da das Weidevieh hier den Boden wegen des dichten Gezweigs schlecht erreichen kann oder aber bevorzugt die jungen, äußeren Sprosse abbeißt (sparrig verzweigter Sproßbau von Jungfichten und Spirken). Der starke Verbiß verringert die Chance junger Baum sproßlinge, sich durch Höhenwachstum der tödlichen Überwucherung mit Bulttorfmoosen zu entziehen. Gleichzeitig bieten Stämme und Krüppelzweige den aufwachsenden Sphagnen mechanischen Halt. Die Beweidung kann hier also als förderlich für das Bultwachstum angesehen werden.

In diesen Staurengengebieten mit ihrer relativ großen Deposition von Säurebildnern, (1 bis über 3 mg NO₃⁻/l, Niederschlags-pH 4,4 - 4,6; STEGMAIER 1982) kann das Torfmooswachstum auch durch die konzentrierende/auskämmende Wirkung der Moorgehölze (Traufniederschläge, von Zweigen abgefangenes Niederschlagswasser), des sauren Stammblaufes und der sauren Reaktion der Koniferenborke (vgl. LPK-Band II.14 Einzelbäume und Baumgruppen) gefördert werden.

Das Beziehungsgeflecht Beweidung - Moorentwicklung erscheint noch enger, wenn man annimmt, daß die Keimung der das Bultgerüst bildenden Spirken und Fichten durch Narbenlöcher (Weidetritte) begünstigt wird, mithin also bereits die Verteilung und Dichte der termitenhügelartigen Stammbulte eine indirekte Beweidungsfolge sein kann. Dann könnte man von weideinduzierter Bultbildung sprechen. Zunächst offen bleiben muß die Frage, ob die heutige Verteilung und Größe der Stammbulte in den Moorweiden ein Fließgleichgewicht widerspiegelt, das weit in die Vergangenheit zurückreicht, oder ob es sich um Indizien für jüngere Bestoßrückgangphasen mit verstärktem Gehölzaufwuchs handelt. Es fällt auf, daß die Bestockung in jahrzehntelng stark

und regelmäßig beschlagenen Moorweiden, so auf vielen Allgäuer Alpen und bei Eschenlohe, viel geringer ist und die Baumbulte weniger deutlich sind.

Von vielen Moorweiden ist ihre frühere Zweitnutzung als Streuwiesen und eine rezent stark zunehmende Bestockungstendenz (GEYER & KRAUS 1994) bekannt. Es wäre durchaus denkbar, daß minerotrophe beweideten Baumbult-Filze des Ammergäues und südlichen Ostallgäues einst stärker geschwendet und teilweise als offene Streuflächen mitgenutzt wurden und mithin ihr heutiges Bestockungs- und Bultmuster einen durch Weide- und Nutzungsrückgang ausgelösten Verhochmoorungsvorgang anzeigt. RINGLER (1977) und STEGMAIER (1982) stellten fest, daß minerotrophe alpennahe Spirkenfilze in der gegenwärtig üblichen extensiven Beweidungsart und unter den heutigen Immissionsbedingungen eine rezente Ausbreitung ombrotropher Arten (STEGMAIER spricht sogar von "Hochmoorausbreitung") aufweisen. Im Heimweidegebiet Trauchgau-Buching/OAL liegen die durch besonders hohe und isolierte Bulte auffallenden Moorweiden zumindest teilweise in jenem Bereich, der durch die Alpviehverlagerung aus dem Halblechsanierungsgebiet (Wald-Weide-Trennung) in den 70er Jahren eine deutliche Bestoßerhöhung erfahren hat.

Einstampfen von Bulttorfmoosen, Blockierung der "Verhochmoorung":

Allem Anschein nach überlagert sich dem geschilderten Mechanismus der Bultbildung im Schutz von Moorkoniferen ein weiterer weidebedingter Vorgang: Teppiche von Hochmoor-Torfmoosen, die sich möglicherweise in Brache-, Streurückgangs- oder Weiderückgangsphasen bildeten (vgl. BRAUNHOFER 1978) oder früher kaum bestoßen waren, können bei bestimmten Beweidungsintensitäten ebenso unterdrückt werden wie durch Mahd und Miespickeln. Bestimmte Nieder- und Zwischenmoorstadien können dadurch bis zu einem gewissen Grade stabilisiert werden. Hochmoornahe Zustände können dadurch moorökologisch ein Stück in Richtung Niedermoor gerückt werden.

Die oben skizzierten "Baumbulte" können auch hierdurch relativ stärker herauspräpariert worden sein. Vielleicht erklärt dieser Vorgang zusammen mit einer kleinflächig variablen (Moos-)Streugewinnung auch teilweise die

- auffallende Koinzidenz minerotropher, stellenweise geradezu kalkoligotropher Spirkenfilze mit alten Moorweiden
- das abrupte und kleinteilige Nebeneinander von Kalkflachmoorbeständen (z.B. Kopfbinsenrieden) und großen spirkenbestandenen Hochmoorbulten, z.B. am Schmutterweiher/OAL, im Sauwald und bei Staltannen/WM.

Eutrophierung

Bleiben zusätzliche Düngung und Zufütterung aus, so kommt es allein durch Beweidung im Moorbereich kaum zu flächigen Eutrophierungserscheinungen. Zwar produziert eine Kuh in 24 Stunden ca. 26 kg Kot (mit 0,3 % N, 0,2 % P₂O₅ und 0,1 % K₂O)

in durchschnittlich 16 Fladen, außerdem 15 kg Harn (mit 0,6 % N, 0,05 % P₂O₅ und 1,3 % K₂O), doch

- werden diese Nährstoffmengen ja nicht von außen importiert (Ausnahme: gedüngte Schlaganteile können mitbeweidet werden); Kot von "Moor-Rindern" ist außerdem nährstoffärmer
- werden höhergelegene trockenere Weideteile, falls verfügbar, als Lager- und Abkotplatz bevorzugt
- reicht die nachweisbare Düngewirkung im allgemeinen nur wenige cm über den Fladenrand hinaus (VOIGTLÄNDER 1950)
- entweichen erhebliche Nährstoffmengen in die Luft, es tritt also in der Gesamtbilanz eher eine Aushagerung ein (VOIGTLÄNDER 1950).

Überdies zeichnen sich Hochmoortorfe, undurchschlickte Niedermoortorfe und reine Quellkalke durch geringe Verfügbarkeit/Sorptionsfähigkeit bzw. starken Mangel an P und K aus. Fehlen diese limitierenden Nährstoffe in der Bodenlösung, wirkt eingetragener Stickstoff auf die Moorvegetation nur gering oder gar nicht.

Im Übergangsmoor der Eschenloher Gemeindeweide fand FAAS (1994) nur stellenweise und meist kleinflächig Ansammlungen von Nährstoffzeigern, im Bereich des CARICETUM FUSCAE z.B. auf den von Borstgrasrasen eingenommenen, vom Vieh als Lagerstellen bevorzugten trockeneren Kuppen. Die größerflächige Verschiebung von Braunseggen-sümpfen zu Flatterbinsengesellschaften (EPILOBIOJUNCETUM GLAUCI) führt FAAS (a.a.O.) in erster Linie auf zusätzliche Mineraldüngung zurück. Vermutlich etwas eutrophierungsanfälliger sind dagegen mineralisch durchschlickte Niedermoorbereiche, z.B. in Loissachnähe des Murnauer Moorbeckens. Aber selbst hier scheint es trotz des vermehrten Auftretens einzelner schwacher Nährstoffzeiger nicht zu einer erheblichen Bestandesdegeneration zu kommen (FAAS). Allerdings läßt sich oft nicht eindeutig entscheiden, ob ein beweideter Moorrandstandort durch Beweidung oder Düngung eutrophiert wurde (STROHWASSER 1995).

Eutrophierungsanfällig sind dagegen Anmoore (humusreiche Mineralböden mit maximal 30 % organischer Substanz und reichlich P und K). Wo die Faktoren

- N-reicher Kot,
- im Boden verfügbarer P und K, günstige pH-Werte,
- nicht zu extremer Wasserhaushalt und günstige Bodensauerstoffversorgung

zusammentreffen, beobachtet man häufig einen deutlichen "Intensivierungseffekt" und Vegetationsumbau durch Beweidung. Allerdings ist die Trennung zwischen Weide-Eutrophierung und gezielter Düngung der meist moorrandlich gelegenen Anmoorstandorte i.d.R. sehr schwierig.

Nährstofftransfers von eutrophen zu oligotrophen Flächen durch den Weidebetrieb spielen nach Einschätzung von FAAS (a.a.O.) zumindest im Eschenloher Bereich eine nur untergeordnete Rolle. Allerdings hält BÜCHER (1987) im Hörmoos bei Ober-

stauen die Düngereinschwemmung in die Alpmoore für geringfügiger als die Nährstoffverlagerung über die sich bewegenden Rinder. RINGLER (1981) differenziert die nährstoffökologische Gesamtsituation beweideter Mittelgebirgsmoore und -streuweisen nach der Weideorganisation:

Zeitweise stationäre Beweidung eines Moorausschnittes ohne Ausweichmöglichkeit des Jungviehes auf Mineralböden (z.B. im Schwangauer Weidengossenschaftsgebiet bei der Roßhütte/OAL) führt ohne Zufütterung zu keiner Gesamteutrophierung, gibt aber die relativ gleichmäßig vom Vieh aufgenommenen Pflanzennährstoffe in unregelmäßig-fleckenhafter Form (Geilstellen) wieder ab, erkennbar an Nährstoffgeigern. Die Moorvegetation diversifiziert sich.

Stationäre Beweidung mit Zufütterung: Unterstellt man volle Ausnutzung des Aufwuchses, so ernährt 1 ha eines JUNCO-SCIRPETUMS (von Rasenbinse und Sparriger Binse gekennzeichneter Anmoorstandort) nur 1 - 2 Großvieheinheiten in 100 Tagen (579 Kilostärkeeinheiten, 1,03 dt verdaul.Rohprotein/ha.Jahr; SPATZ 1970). Um diesen Besatz auf das Leistungsniveau einer Kammgrasweide, also auf das 3-4-fache zu steigern, wäre lediglich eine Zufütterung von 30-40 dt cobs (Heubriketts mit einem Nährwert von 465-540 Stärkeeinheiten/kg Trockenmasse und 75-110 g Rohprotein/kg Trockenmasse) erforderlich. Es erstaunt daher nicht, daß in immer mehr wegeerschlossenen Moorweiden insbesondere des Gebirges die Futterdefizite durch Zufütterung (und Lecksalz-Auslegen als Mineralstoffausgleich) ausgeglichen werden. Das Mit-Einkoppeln leistungsfähiger Mineralbodenstandorte wird dadurch weniger dringlich. Beispiele: Hang- und Sattelmoore im Gebiet der Bolgenalpe in der Hörnergruppe/OA. Hier kann der Stoffimport den -export (via Exkrementenvergasung, -abspülung und Fleischzuwachs) übersteigen. Wie bei der Düngung herrscht eine Tendenz zur Eutrophierung.

Düngung: Nicht zu verschweigen ist andererseits, daß gerade in einigen großen Genossenschafts- oder Gemeinschaftsweiden sowie auf gut erschlossenen Almen/Alpen weniger nasse und/oder mineralische Teilflächen immer wieder mit Handels- oder organischen Düngern intensiviert werden (z.B. Eschenlohe, Rieder Gemeinschaftsweide bei Kochel, Dinigörgen- und Kindsbangetalpe, Hörmoos und Straußbergmoos/OA, Hemmersuppenalm/TS, Lenenalm/TÖL, Altenauer Moos/GAP; vgl. BRUDI 1995). So z.B. werden die Flachmoore der Steinhädrichalpe/OA immer wieder mit Gülle und Mist, diejenigen der Hemmersuppenalm/TS mineralisch gedüngt.

Solchen Weideintensivierungsmaßnahmen (oft mit Dränung verbunden) sind wahrscheinlich naturschutzwichtige Pflanzenvorkommen zum Opfer gefallen, z.B. die Rote Fetthenne (*Sedum villosum*) im Hopfner Wald/OAL und die Stricksegge (*Carex chordorrhiza* in 1300 m Höhe (!) im Hädrichgebiet/OA. Einschlägige naturschutzfachliche Kontrolle ist wegen der Schlagausdehnung, der Unauffälligkeit der Veränderungen und des Fehlens beweis-

sicherungsfähiger Großmaßstabkartierungen viel schwieriger als bei scharf und eindeutig abgrenzbaren Streuwiesenparzellen. Zudem herrschen oft Eutrophierungsgradienten und kleinteilige Mosaik vor, die eine 6d1-Abgrenzung erschweren.

Aufdüngungs- und Entwässerungsversuche wurden auch in neuerer Zeit sogar auf intakten Mooren durchgeführt, besonders wenn sie (halb)inselartig in Mineralbodenweiden vorragten (so z.B. ein Zwischenmoor nahe der Winklmooskirche/TS). An diese aus landwirtschaftlicher Sicht nutzlos gebliebene Aktion erinnern heute noch Wiesenkleebestände zwischen nach wie vor dichten Torfmoosteppichen. An anderen Stellen wurden die Bemühungen durch Massenausbreitung der futterbaulich fast wertlosen Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*) "belohnt" (z.B. Wasserscheidalpe/OAL, Röthelmoosgebiet/ TS).

2.1.1.4.3 Auswirkungen der Moor- und Streuwiesenbeweidung auf Vegetation und Flora

Weidebedingte Vegetations- und Florenänderungen resultieren grundsätzlich aus

- Standortveränderungen (Bodenwasserhaushalt, Kleinrelief, Verdichtung mit Folgen für den Oberflächenabfluß, Exkreme etc.; siehe oben)
- Effekten der Futterselektion (Aussparen sehr faserreicher, giftiger oder wegen Niedrigwüchsigkeit kaum befressbarer Arten)
- Verbiß, Herausreißen (insbesondere bei Pferden), Zertrampeln und sonstige direkte Schädigung der Pflanzen
- Nutzungszeitpunkt.

Sie hängen wesentlich vom Befraß/Vertritt-Verhältnis auf einem Standort ab. In weidewirtschaftlich wertlosen Pflanzenbeständen (z.B. Kopf- und Rasenbinsengesellschaften) verbleiben u.U. völlig unbefressene Horste zwischen ständig neu zertrampelten Trittsuhlen. Das floristische Resultat ist im Extremfall geprägt durch Brache-Effekte auf den Resthorsten und Totalschädigung in den Trittlöchern. Aber auch das Gegenextrem ist möglich: eine der Mahd vergleichbare Konkurrenzverschiebung zugunsten schönblütiger Rosettenpflanzen (z.B. Mehlprimel, Fettkraut) auf trittfesteren Standorten mit rinderverwertbareren Arten.

Wie reagieren Arten und pflanzliche Lebensformen auf den Bestoß ?

Die Reaktion von Arten oder Gesellschaften ist nicht immer mit "Beweidung" sondern nur mit ganz bestimmten Weide-Regimes und -Intensitäten, Boden- und Höhenvoraussetzungen erklärbar. Beispiele: Die Davallsegge kann sich weidebegünstigt zwar auf tiefmontane bis kolline MOLINION-Standorte ausbreiten (FAAS 1994); in hochmontanen Alpriedern bei deutlich höherer Bestoßintensität scheint sie aber zurückzugehen (HACKER 1985). Der Kalk-Enzian *Gentiana clusii* verschwindet zwar in zertrampelten Quellmoorstreuweisen, auf trittfesteren mineralischen bis anmoorigen Feuchtweiden kann er aber mit bestimmten (Schaf-)Beweidungs-

formen gut zurechtkommen (vgl. 2.1.1.5). Purpur-, Punkt- und Koch-Enzian (*Gentiana purpurea*, *G. punctata et acaulis*) besiedeln zwar beweidete alpine Moore, dies aber erst im Abbau-Endstadium, wenn sich auf den ausgetrockneten Resttorfkörpern Borstgras-(Rasenbinsen-) Gesellschaften ausbreiten.

Negative oder positive Reaktionen hängen natürlich stark von der Morphologie und Lebensform der Art, d.h. dem Sproßaufbau, der Festigkeit der oberirdischen Organe, der Vermehrungsweise und anderen Eigenschaften ab.

Viele der folgenden Aussagen gelten nicht überall. Ausnahme- und Sondersituationen können aber mangels Textraum und gesicherter Erkenntnis nicht immer erwähnt werden.

Zu den weidebegünstigten Arten können gehören:

- (Moor-)Pflanzen mit kräftigen, tiefliegenden Rhizomen (z.B. *Carex lasiocarpa*) und kräftigen Horsten (z.B. *Schoenus nigricans*, *Juncus inflexus*); sie sind relativ trittresistenter als etwa Arten, deren Präsenz auf relativ rascher generativer Populationserneuerung beruht, die also das Abbeißen oder Zertreten der generativen Fortpflanzungsorgane viel schlechter abpuffern als ausläufertreibende bzw. sehr langlebige Horstpflanzen.
- Vernässungszeiger wie *Eleocharis uniglumis*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata*, *Ranunculus flammula*, *Juncus bulbosus*, *Lycopus europaeus*, *Hypericum tetrapterum*, *Mentha aquatica* die auf Verdichtung und Sekundärvernässung positiv reagieren
- Zeiger verdichteter und vernäbter Pionierstandorte wie *Juncus squarrosus*, *Blasmus compressus*, *Triglochin palustre*, *Carex lepidocarpa*, *C. serotina*, *C. distans*, *Juncus articulatus*, auf sauren Torfen auch *Rhynchospora alba* und *Carex echinata*.
- bei mäßiger Beweidungsintensität auch konkurrenzwächere Rosettenpflanzen wie *Pinguicula vulgaris*, *P. alpina* (vgl. BRUDI 1995),
- rasch ausläufertreibende Pionierarten wie *Carex panicea*, *Agrostis canina*
- niedrigwüchsige, rosettige und relativ kurzlebige, z.T. vor Weideauftrieb abblühende generativ fortgepflanzte Arten, z.B. die Rosettenpflanzen Fettkraut, Mehlprimel, *Leontodon hispidus* ssp. *hastilis*, *Hieracium lactucella*
- Zeigerarten der Austrocknung saurer Torfe bzw. einer möglichen Entbasung stark mikroreliefierter, kleinflächig austrocknender Torfe. Das Borstgras dringt bei starker Beweidung im Gebirge nicht nur in trockenere Hochmoore, sondern auch in Kalkflachmoore (Davallseggenrieder) ein (SPATZ 1970, HACKER 1985).
- Weideunkräuter und rinderungenießbare Arten wie Weißer Germer, Sumpfkrautzdistel, Roßminze, Schwalbwurzenzian.

Zumindest in einzelnen Moorweidegebieten treten bestimmte Arten auffällig häufig auf, sodaß unter den **örtlichen** Standort- und Nutzungsbedingungen eine direkte oder indirekte Begünstigung wahr-

scheinlich ist; z.B. *Sphagnum subnitens* (Eschenloher Gemeindeweide, FAAS 1994), Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*), Kriechsellerie (*Apium repens*), Knotenmastkraut (*Sagina nodosa*) und Erdbeer- (Klee) (*Trifolium fragiferum*)..

Im allgemeinen weideempfindlich reagieren Arten :

- deren Individuen nur wenige Jahre leben und sich durch Samen erneuern müssen, so z.B. *Molinia coerulea*, *Carex davalliana*. Bei vorzeitigem Verbiß werden die auf generative Vermehrung angewiesenen Pflanzen durch sich vegetativ ausbreitende und womöglich durch Tritt begünstigte Arten sukzessive verdrängt.
- mit überlebenswichtigen Speicherorganen an der Bodenoberfläche, z.B. Pfeifengras
- mittelspäter Blütezeit, die durch sommerlichen Verbiß und Vertritt geschwächt werden, z.B. *Galium boreale*, *Laserpitium prutenicum*, *Stachys officinalis*, *Serratula tinctoria*

Die Verlängerung (Vergeilung durch Kuhfladen) wird gelegentlich überschätzt. Auf montanen und subalpinen Mooren keimen im Geilstellenbereich zwar regelmäßig Nährstoffzeiger wie das "Fladenmoos" *Splachnum ampullaceum* (welches Mischsubstrate aus Torf und Exkrementen bevorzugt), Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*) oder Rotklee (*Trifolium pratense*), überwiegend jedoch Magerkeitszeiger wie *Anthoxanthum odoratum* (ringförmig am Rand ehemaliger Fladen), *Briza media*, *Potentilla erecta*, *Molinia coerulea* u.a. (eigene Beob. im Ammergau, BÜCHER 1987, FAAS 1994).

Mit Mist oder Gülle angedüngte Moorweidebereiche geben sich durch Scharfen Hahnenfuß (*Ranunculus acer*), Brunelle (*Prunella vulgaris*), Rot-schwinoel (*Festuca rubra*), Rotklee (*Trifolium repens*), Kammgras (*Cynosurus cristatus*) und andere Arten des Wirtschaftsgrünlandes zu erkennen.

Innerhalb hochmoorartiger Vegetation und Mooren mit eindeutiger Ausbreitungstendenz von Hochmoorarten führt Beweidung zur

- Schädigung von Baumanflug und (ggfs.) des aus minerotrophen tiefen Torfschichten herauswachsenden Schilfes ("Schichtwasser Moore"); bei unregelmäßiger und schwankender Bestoßung möglicherweise aber auch zu verstärktem Gehölzaufkommen durch Keimungserleichterung (vgl. RINGLER 1977)
- Einwanderung minerotropher Nieder- und Zwischenmoorarten in den eingetieften Trittspuren, z.B. *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*,
- stärkeren Herausbildung von ombrotrophen Bult- und minerotrophen Sockelbereichen (siehe oben)
- großen mikrostrukturellen Vielfalt.

Auf Hoch- und Zwischenmooren kann Bestoßzunahme die Sphagnum-Decke weitgehend oder völlig zum Verschwinden bringen, so z.B. auf dem Kamm-Moor am Ochsenkopf in der Hörnergruppe, auf der Sigiswanger "Herd" (= mundartl. für Kammvermoorung) oder auf dem Hörmoos/alle OA, wengleich die höhenklimatische Hemmung des

Moorwachstums in den Hochlagen (natürliche Stillstands- und Erosionskomplexe) nur schwer vom Weideeinfluß getrennt werden kann. Dank tiefliegender Rhizome können sich weniger trittempfindliche Seggen wie *Carex lasiocarpa* und *C. rostrata* auf entstandenen Kahlstellen ausbreiten, vielleicht sogar neu ansiedeln (deutlich zu sehen am Ochsenkopf und im Hädrich-Moorgebiet/OA).

Die Regenerationsmöglichkeit der Vegetationsdecke während der weidefreien Zeit (auf Moorbergen etwa von Mitte September bis Mitte Juni) hängt vom mechanischen Belastungsgrad ab. In vielen beweideten, nicht zu nassen Flachmoorgesellschaften mit dichter Durchwurzelung und geringer Einsinktiefe der Hufe schließen sich Trittschäden u.U. recht gut (BÜCHER 1987).

Trittresistentere Arten wie *Nardus stricta*, *Carex echinata*, *C. panicea* und *Agrostis canina* schieben sich allerdings nach vorn. Die Hirschen- und Gelbsegge (*Carex panicea*, *C. flava* agg.) wachsen stärker rosettig.

Die Beweidung ändert natürlich nicht nur die Artenzusammensetzung, sondern reduziert häufig den Durchwurzelungs- und Bedeckungsgrad der Vegetation, die Vitalität, Blühwilligkeit, Wuchshöhe und Phytomasse vieler Pflanzenarten.

Das normalerweise horstige Rasenhaargras (*Trichophorum caespitosum*) verändert unter starker Tritteinwirkung seine Wuchsform: es löst sich rasig oder in Kleinhorste auf. Auf stark beweideten Mooren treibt es (ebenso wie die Fadensegge und andere *Cyperaceen*) etwa 1/3 kürzer aus als in unbeweideten (BÜCHER 1987).

Stark beweidete Zwischenmoore höherer Lagen können 3/4 ihrer Wurzelmasse einbüßen; auch nach 10 Jahren Auszäunung erreicht die Wurzelmasse u.U. erst 30 % des Ausgangswertes (BÜCHER 1987).

Latschen in stark bestoßenen Hochmooren weisen deutlich weniger Nadeljahrgänge auf, Zweige werden z.T. abgeissen, Wurzeln geschädigt (BÜCHER 1987).

Wie reagieren Pflanzenartenvielfalt und Pflanzengesellschaften ?

Viele Moorweiden sind etwas artenärmer als vergleichbare Streuwiesen und unbeweidete Moore (FAAS 1994, HACKER 1985, BÜCHER 1987, BRUDI 1995). Dies berechtigt jedoch nicht zu dem Diktum "Beweidung bedeutet stets Artenverarmung". Denn beweidete Übergangs- und Kalkflachmoore mit nutzungsbedingt kleinräumigem Nebeneinander verschiedener Trophiestufen können aufgrund ihrer extrem hohen Strukturdiversität artenreicher sein als benachbarte Streuwiesen. Beispielsweise fand STEGMAIER (1982) die höchste Artenzahl (62) aller seiner Ammergauer Streuwiesen-Aufnahmen im beweideten Litzau-Filz bei Steingaden.

Bei extensiver Beweidung mit nur mäßiger mechanischer Belastung können Artenwechsel und feinkörnige Artenverteilungsmuster, die natürliche

Standortgradienten und Mikrostandortsmosaik abbilden, besser erhalten bleiben als unter anderen Nutzungen oder Brache. Ein schönes Beispiel hierfür liefert der Quellmoor-Schwemmkegel-Halbtrockenrasen-Gradient am Lainbachunterlauf im Kochelseemoos ("Riederalm"). Hier ist das vielfältige, sehr artenreiche Mosaik aus initialen Kopfbinsen-, Schneidried-, Quellschlenken-, Schotterflur- und Halbtrockenrasenfragmenten auch deshalb so transparent, weil der Weichholzaufwuchs durch Verbiß und Schwendung immer wieder zurückgedrängt wird.

Verglichen mit standortähnlichen älteren Streuwiesenbrachen ist die Artenzahl in der Regel wesentlich höher.

In vielen Moorweidegebieten ist auch die kleinstandörtliche Heterogenität und damit die Diversität deutlich unterscheidbarer und scharf abgegrenzter Vegetationstypen pro Flächeneinheit deutlich höher als in standortäquivalenten Streuwiesen(brachen). (FAAS 1994).

Die floristischen Verschiebungen können sich innerhalb von Assoziationen abspielen, aber auch den Gesellschaftscharakter völlig verändern, ja sogar Verbandsgrenzen überschreiten. Mehrfach pro Jahr bestoßene Moorweiden sind durch selektiven Verbiß relativ kräuterarm und (sauer)grasreich.

Kopfbinsenrieder (*Schoenetia*) werden kaum befressen und nehmen bei mäßiger Weidedichte den Charakter von nur leicht trittbeeinflußten Brachen an. Konkurrenzschwächere, in erster Linie generativ vermehrte Arten werden benachteiligt. In lange beweideten Kopfbinsen-Flachmooren kann die Rasenbinse *Trichophorum caespitosum* ssp. *caespitosum* auffällig angereichert sein (FAAS 1994). Hängige Kopfbinsenrieder mit (vorübergehend) sehr hoher Besatzdichte zeigen allerdings extrem hohe Trittschäden; Hochstauden und Binsen breiten sich vor allem nach Beweidungsende in den Trittsuhlen massiv aus (z.B. Kienbachtal/STA, Berg/TÖL).

An hochwüchsigen Kräutern reiche wechselfeuchte Pfeifengraswiesen entwickeln sich physiognomisch und botanisch in Richtung auf Kleinseggenrieder, wiewohl i.d.R. auch MOLINION-typische Arten reliktsch erhalten bleiben. Dieser Prozeß wird durch Verdichtung und Sekundärvernässung (s.o.) begünstigt. FAAS (1994) postuliert eine beweidungsbedingte Ausdehnung der Standortamplitude der Kleinseggenrieder auf wechselfeuchte, andernorts mähgenutzte "MOLINION-Standorte". *Molinia coerulea* wird durch frühen und wiederholten Verbiß geschwächt und ausgedünnt, wenn auch nicht völlig verdrängt. Nach Auszäunung greift *Molinia* wieder um sich (schön zu sehen im Krebssee-Steinköchelgebiet des Murnauer Mooses).

In den nasseren Pfeifengraswiesen sind viele der weidebegünstigten Arten schon vorhanden, z.B. *Carex hostiana*, *C. davalliana*, *C. distans*, *C. demissa*, *C. echinata*, müssen also nicht erst einwandern.

Hochmoor- und Übergangsmoorwachstumskomplexe können sich unter relativ starker und gleichbleibender Beweidung über lange Zeiträume zu Erosions- oder Stillstandskomplexen entwickeln, die

natürlicherweise nur in höheren Gebirgslagen bekannt sind (ERIPHORO-TRICHOPHORETUM CESPI-TOSI; z.B. Eschenlohe, *Sphagnum compactum-Trichophorum*-Gesellschaft. In diesem Veränderungsprozeß werden *Sphagnum magellanicum, cuspidatum* und *rubellum* zurückgedrängt und *Sph. tenellum* sowie *Sph. compactum*, z.T. auch *Sph. papillosum* begünstigt (FAAS 1994). Schnabelbinsengesellschaften (RHYNCHOSPORETUM ALBAE; mit Sumpfbärlapp) können auffällig gefördert werden, in dauernassen Vertiefungen auch die seltenere *Rhynchospora fusca*.

Im Stadium starker kleinmorphologisch-hydrologischer Degradierung von Übergangs-, vielleicht auch Niedermooren bilden sich anstelle einstiger Torfmoos-Bergkiefern-Gesellschaften, Fichtenhochmooren, (Herzblatt-)Braunseggenriede, möglicherweise auch torfiger Davallseggenriede insbesondere im Alm-/Alpbereich (z.B. Röthelmoos/TS, Obere Hörnle-Alpe bei Balderschwang/OA) sogar Borstgrasrasen heraus. Kennzeichnend für die Moorrandbereiche alpiner Hoch- und Übergangsmoore insbesondere auf kalkarmen Mineralböden ist das JUNCO-SCIRPETUM, die Gesellschaft der Sparrigen Binse (SPATZ 1970), so z.B. auf der Gindelalm-Neureuth/MB und in der Allgäuer Nagelfluhkette.

In feuchten Rüllen des Alpenrandbereiches und Alpenvorlandes können nach FAAS (1994) Initialgesellschaften des Verbandes (CARICION DAVALLIANAE) gefördert werden, so etwa die Hirsen- und Gelbseggenesellschaft (CARICETUM PANICEO-LEPIDOCARPAE) oder die Gesellschaft der Einspelzigen Simse (ELEOCHARIDETUM UNIGLUMIS)

Bei Eutrophierung, sei es durch direkte oder indirekte Düngung oder Ruderalisierung durch Feinerdeinschlammung und -aufwühlen, schieben sich Komponenten des LOLIO-POTENTILLION (*Agrostis stolonifera, Juncus articulatus, Festuca arundinacea, Ranunculus repens, Juncus inflexus* usw.) und der Blaubsengesellschaft (MENTHO LONGIFOLIO-JUNCETUM INFLEXI; diese vor allem in nassen Rinnen und Mulden) nach vorn. Die charakteristische Weidegesellschaft angedüngter, etwas bodensaurer Standorte ist das EPILOBIO-JUNCETUM EFUSI (FAAS 1994). Charakteristische Eutrophierungszeiger sind *Filipendula ulmaria, Lycopus europaeus, Hypericum tetrapterum, Epilobium palustre, E. parviflorum* und *Myosotis palustris* (vgl. FAAS 1994, BRUDI 1995). Gelegentlich ist auch eine weideausgelöste Ablösung von Kopfbinsenarten (vor allem *Schoenus ferrugineus*) durch die Kalkbinse (*Juncus subnodulosus*; z.B. im Hartschimmelgebiet(WM) und endlich Blaubinse (*Juncus inflexus*) zu beobachten.

FAAS (1994) versuchte eine Parallelisierung weide- und mahdgeprägter Vegetationseinheiten auf vergleichbaren Standorten aus der Sicht des Murnauer Beckens (Tab. 2/3, S. 199)

Reaktion wertbestimmender Pflanzenarten

Eine Reihe (regional) seltener und gefährdeter Pflanzenarten, deren Rückgang im Tiefland u.U. auch mit dem Aufhören früherer Naßstandortsbeweidung zusammenhängt, können regional a u c h

durch extensive Beweidungsformen begünstigt werden, ja sogar hohe Deckungsgrade erreichen (z.B. *Carex hostiana*). Hierzu gehören u.a.

- die Rote Fetthenne (*Sedum villosum*): (frühere) Beispiele im Kleinwalsertal, im Hopfner Wald/OAL (DÖRR mdl.), im randlichen Weidebereich des Wildseefilzes/WM (BRAUN mdl.) und in den Chiemgauer Alpen (NIEDERBICHLER mdl.)
- Knoten-Mastkraut (*Sagina nodosa*),
- Kriechsellerie (*Apium repens*): besiedelt die anmoorigen bis mineralischen "trittgeschädigten" Unterhangvernässungen z.B. in der Holzer Gemeinschaftsweide (WM) geradezu massenhaft
- Ruhrflohkraut (*Pulicaria dysenterica*),
- Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*), reicht beispielsweise in der Premer Gemeinschaftsweide deutlich über seine im Streuwiesenbereich übliche Standortsamplitude in den anmoorigen bis mineralisch-feuchten Bereich hinein, übersteht möglicherweise bei extensiver, konkurrenzschwächerer Beweidung eine mäßige Düngung eher als unter Streuwiesennutzung; ist in Moorweiden im Vergleich zu "vorzeitig", d.h. vor dem 15.9. gemähten Streuwiesen ebenso bevorteilt wie die Spätblüher Schwalbenwurzzenian und u.U. der Moortarant (*Swertia perennis*); Entwicklungsoptimum möglicherweise bei kombinierter Streu- und Weidenutzung; vom Vieh verschmäht
- Schwalbenwurzzenian (*Gentiana asclepiadea*): siehe Lungenenzian; diese spätblühende, ebenfalls nicht befressene "Niedermoor-Saumart" bzw. Kennart minerotropher primärer Moorwälder dringt in sporadisch beweideten, z.T. auch streugemähten Hangniedermooren der Allgäuer Alpen auffallend massiv auf offene Streuflächen vor, z.B. beim Altstädter Hof bei Sonthofen

Fakultativ können viele weitere, aus heute ungenutzten oder anderweitig genutzten Mooren bekannte Arten auch durch Rinder-Beweidung gefördert sein: mehrere Armleuchteralgen (*Characeen*) der Kalkflachmoorschlenken, *Gentiana utriculosa, Rhynchospora fusca*, (in zoogen entstandenen Nackttorfschlenken), *Lycopodiella inundata* (dito; auch durch Beweidung ausgelöste Verdichtung und leichte Torferosion kann förderlich wirken), *Eleocharis quinqueflora, Carex distans, Trifolium spadicum* (z.B. in neu bestoßenen Extensivrinderkoppeln im Grenzstreifen bei Birx/Rhön), *Isolepis setacea*, vielleicht sogar das RL-1-Laubmoos *Scorpidium (= Calliargon) turgescens* (Buckelwiesen bei Mittenwald, Eschenlohe).

Allerdings bedeutet die Nennung in dieser Liste keineswegs, daß überall und auf allen Wuchsorten die Aufnahme der Beweidung einem Hilfsprogramm für diese Art gleichkommt.

FAAS (1994) glaubt, daß die Beweidung als solche im Gegensatz zu Entwässerung und Aufdüngung nicht generell für das Verschwinden konkurrenzschwacher kältezeitliche Relikte wie Karlszepter, Drahtsegge, Strickwurzelsegge verantwortlich zu machen ist. Tatsächlich haben *Carex chordorrhiza*

Tabelle 2/3

Standörtlich korrespondierende Weide- und Streuwiesengesellschaften im "Murnauer Becken" (FAAS 1994).

Weidebereiche	Mahdbereiche
LEERSIETUM ORYZOIDES (gefördert): D	
RHYNCHOSPORETUM ALBAE (incl. Ausbildung mit <i>Rhynchospora fusca</i>) (stark gefördert)	
CARRICETUM FUSCAE CARICETUM FUSCAE, basenreiche Ausbildung mit <i>Carex pulicaris</i>	Artenarme MOLINIA CAERULEA-Stadium, Variante mit <i>Carex fusca</i> ; MOLINIETUM CAERULCAE, Ausbildung mit <i>Carex davalliana</i> , <i>Carex echinata</i> und <i>Danthonia decumbens</i>
PRIMULO-SCHOENETUM FERRUGINCI im Verlandungsbereich des Krebssees (Typische Subassoziationsgruppe nach BRAUN, 1986, S. 65 ff.)	Standörtlich parallelsierbare, nicht näher untersuchte Bestände im Fügeseebereich
CARICETUM DAVALLIANAE (<i>Carex hostiana</i> vorherrschend)	basenreiche, nasse Ausbildungsformen des MOLINIETUM CAERULEAE (z. B. Ausbildung mit <i>Carex davalliana</i> und <i>Juncus subnodulosus</i> oder Ausbildungen mit <i>Schoenus ferrugineus</i>); z. T. vermutlich auch PRIMULO-SCHOENETUM FERRUGINEI (Subassoziationsgruppe von <i>SESLERIA COERULEA</i> nach BRAUN 1968, S. 67 ff.); u. U. sogar CIRSIO-TUBEROSI-MOLINIETUM ARUNDINACEAE
ELEOCHARIETUM UNIGLUNIS (gefördert)	
CARICETUM PANICEO-LEPIDICARPAE (gefördert)	
<i>Trichophorum cespitosum</i> -Gesellschaft	z. T. nicht näher untersuchte <i>Molinia caerulea</i> -Übergangsmoorbestände; SPHAGNETUM MAGELLANICI; bei Brache PINO MUGO-SPHAGNETUM
POLYGALO-NARDETUM	Artenarmes MOLINIA CAERULEA-Stadium, Variante mit <i>Leucobryum juniperoideum</i>
THYMO-FESTUCETUM	MOLINIETUM CAERULEA, Ausbildung mit <i>Festuca ovina</i> var. <i>turfosa</i>
MENTHO LONGIFOLIAE-JUNCETUM INFLEXI (gefördert); D	
EPILOBIO-JUNCETUM EFFUSI; D	bei Streunutzung MOLINIETUM CAERULEAE, nasse und schwach bis mäßig bodensaure Ausbildungsformen; ansonsten ANGELICO-CIRSIETUM OLERACEI (basenreichere Bestände) und SCIRPETUM SYLVATICI;

D = Düngungseinfluß

Es wurde in der Tabelle der Versuch unternommen, Gesellschaften unter Weidenutzung aus dem Bereich der Gemeindeweide Eschenlohe mit standörtlich vergleichbaren, mahdgenutzten Gesellschaften im direkten Umgriff zu parallelsieren. Es muß allerdings berücksichtigt werden, daß die Anzahl der aufgenommenen Vergleichsflächen hierfür oft zu gering ist, und begleitende bodenkundliche Untersuchungen nicht durchgeführt wurden. Die hier getroffenen Aussagen sind also mit Vorsicht zu interpretieren, teilweise gebietsspezifisch, tendenziell jedoch sicher richtig. (Aus Faas 1994, leicht verändert; dort genauere tabellarische Beschreibung der genannten Vegetationstypen).

beispielsweise auf der Vorderhädrichalpe/OA und *Carex paupercula* im Kronwinklmoos unter weit zurückreichender Extensivbeweidung überlebt. Erstere verschwand erst mit der Alpmelioration.

Andererseits drängt die Rinder- und Pferdebeweidung andere Arten zurück: Vor allem generativ vermehrte, z.T. hochwüchsige Kräuter wie *Gentiana clusii*, *Allium suaveolens*, *A. carinatum*, *Serratula tinctoria*, *Trollius europaeus*, *Dianthus superbus*, *Galium boreale*, *Laserpitium prutenicum* (vgl. BRUDI 1995), gebietsweise sogar den im Almbereich stets weidebegünstigten Weißen Germer (*Veratrum album*).

Bei extensivem Bestoß müssen weideempfindliche Arten wie Orchideenarten aber nicht völlig ausfallen (KRAUS 1993)

Bestimmte Streuwiesengesellschaften überstehen zwar die Beweidungsumstellung in ihrem Grundartenbestand, verarmen aber an zusätzlichen, wert- und aspektbestimmenden Arten. Seit längerem beweidete Davallseggenrieder der Allgäuer Alpen (z.B. Hörmoosalpe) sind im allgemeinen blüten- und artenärmer als noch streugemähte Flächen auf ähnlichem Standort (z.B. Hochwiesalpe), die ein farbenprächtiges Blütenmeer aus Alpenhelm, Klappertopf, Knabenkräutern, Sumpferzblatt, Kronenlattich, Mehlprimel, Fettkraut u.a. auszeichnet (HACKER 1985).

Stark vereinfacht läßt sich der Weideeinfluß moortypenspezifisch folgendermaßen kategorisieren:

(1) Frühphase des Bestoßes vorher "intakter" Hoch- und Zwischenmoore.

Nicht entwässerte, nicht oder nur gering beweidete Hoch- und Zwischenmoore reagieren innerhalb von wenigen Jahren oder Jahrzehnten auf stark und rasch zunehmende "Beweidung" (Viehtritt) durch Narbenauflösung, starke Verschlammung, Rückgang oder Verlust der Torfmoose, (relative) Zunahme der Rasenbinse (*Trichophorum caespitosum*), aber nicht so sehr durch einen Umbau des Art-Inventars. Artenverluste werden hier kaum durch einwandernde Arten ersetzt. Dieser Fall betrifft in Sonderheit Moore im Alpbereich.

(2) Spätphase des Bestoßes von Hoch- und Zwischenmooren

Auf lange Sicht (viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte) führt mehr oder weniger gleichmäßig starke Hoch- und Zwischenmoorbeweidung zumindest in hängigen und/oder von tiefergelegenen Erosionsbasen umgebenen Mooren zu stärkerer Erosion, Mikroreliefierung und Entwässerung (z.B. durch Rillenbildung). Die nachfolgend besser dränierten und verdichteten Torfe vermögen nun eine relativ trittfeste Narbe mit relativ geringen Trittlücken zu tragen. Hochmoorarten treten stark zurück. Es kommt zu einem sehr weitgehenden Vegetationsumbau, in höheren Lagen bis hin zu *Sphagnum compactum*-*Trichophorum-Nardus*-, Borstgrasrasen und Kammgrasweiden. Im Extremfall verschwinden die Torfe

fast ganz und es breitet sich eine für Anmoore und feuchte Mineralböden typische Weidevegetation aus.

(3) Zwischen- und Niedermoore mit natürlicher Ausbreitungstendenz von Hochmoorarten

Extensive Beweidung von "Verhochmoorungsstadien" (z.B. brachgefallene Streuwiesen mit Sphagnum-Ausbreitungstendenz) und Zwischenmooren (z.B. minerotrophen Spirkenfilzen) kann sehr artenreiche Mosaikkomplexe aus Kalkflachmoor-, Zwischen- und Hochmoorfragmenten ohne gravierende Trittschäden hervorrufen.

2.1.1.4.4 Faunistische Auswirkungen

Die erst seit 3 Jahren in Angriff genommenen Untersuchungen ergeben leider erst ein stichprobenhaftes und unvollständiges Bild insbesondere für den submontanen Alpenflußbereich im Pfaffenwinkel und Ostallgäu.

Grundsätzlich zeichnet sich ab, daß eine im traditionellen Rahmen ausgeübte Niedermoor- bzw. Streuwiesenbeweidung eine der Streunutzung durchaus gleichwertige Behandlungsvariante zur Erhaltung nieder- oder Übergangsmoortypischer Faunen, insbesondere der Fauna weitgehend offener, kulturgeprägter Niedermoore sein kann. Selbstverständlich ist bei zusätzlichen Düngungs- und Entwässerungsmaßnahmen mit ähnlich gravierenden Faunen (wert)- Verschiebungen zu rechnen wie in der Pflanzendecke.

Im folgenden werden nur die Tagfalter und Heuschrecken etwas eingehender angesprochen. Nicht genauer belegt sind sicherlich ganz andersartige Weidereaktionen überwiegend direkt an der Bodenoberfläche oder im Boden lebender oder sich entwickelnder Organismengruppen (z.B. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Regenwürmer, Enchyträiden), die auf weidetypische Veränderung der Mikrotopographie, der Vegetationsbedeckung und bodenphysikalischer Parameter empfindlicher antworten als die nachfolgend erwähnten Gruppen. Selbstverständlich ist die koprofile (kotbesiedelnde) Fauna eher in Weide- als Mahdgebieten zu finden (z.B. Mistkäfer).

In 10 von DOLEK et al. (1994) untersuchten Moorweidegebieten des Ammergaues und Ostallgäues unterschied sich die **Tagfalterfauna** nur relativ geringfügig von standortäquivalenten Streuwiesen (45 Arten auf Weiden und 44 auf Streuwiesen; 19 RL-Arten auf Weiden und 20 auf Streuwiesen). Die Gesamt-Individuensummen weisen keine signifikanten Unterschiede auf, genauso wenig die Individuensummen der für Streuwiesenkomplexe spezifischen und wertbestimmenden Arten *Coenonympha tullia*, *Clossiana titania*, *Maculinea alcon*, *Carcharodes flocciferus* (diese RL 1-Art bevorzugt allerdings relativ früh während der Flugzeit gemähte Bereiche), *Minois dryas*, *Boloria aquilonaris*, *Euphydryas eurinia* und *Proclassiana eunomia*. Auch in den untersuchten Übergangsmooren der "Streuwiesenlandschaften" konnte keine nennens-

werte Beeinflussung der Tagfalterfauna durch den Weidefaktor gefunden werden. KRAUS (1993) fand im Sauwald (WM) trotz Weidenutzung das streuwiesentypische Tagfalterspektrum dieser tiefmontanen Region relativ vollständig vertreten. Das auffällig zahlreiche Vorkommen des Enzianbläulings (*Maculinea alcon*) könnte hier eventuell mit der indirekten Förderung der Nahrungspflanzen Lungen- und Würgerenzian (*Gentiana pneumonanthe*, *G. asclepiadea*) durch den Weidebetrieb zusammenhängen. Das überraschende Fehlen von *Brenthis ino* könnte hier nach KRAUS auf die "gründliche" Nutzung durch das Weidevieh zurückzuführen sein, denn die Art ist zur Eiablage bzw. Larvalentwicklung auf Brachestadien angewiesen, welche im besagten Gemeinschaftsweidegebiet weitgehend fehlen. Bezeichnenderweise wurden auch die "bracheliebenden" *Coenonympha hero* und *Maculinea nauithous* im Untersuchungszeitraum vermisst.

Auch bei den **Heuschrecken** entspricht das Artenspektrum im Sauwald (KRAUS 1993) in etwa den streuwiesenspezifischen Erwartungen dieser Niedermoorregion. Reichlich im Gebiet verbreitet sind z.B. die "klassischen Streuwiesen-Schrecken" *Mecostethus grossus*, *Chorthippus montanus* und *Ch. dorsatus*. Das Fehlen von *Conocephalus discolor* könnte den Mangel höherwüchsiger Habitatstrukturen widerspiegeln (KRAUS 1993).

Wirbeltiere bilden die Nutzungsunterschiede insgesamt sicherlich weniger scharf ab. Bekanntlich besiedeln und nutzen mehrere (streu-) wiesenbrütende Vogelarten (z.B. Schafstelze, Kiebitz, Rot-schenkel) auch Feuchtstandortsweiden (viele Arbeiten in NW-Deutschland und den Niederlanden). Die alpenrandtypischen Moorweiden mit ihrer vielfach gehöhlzdurchsetzten Struktur sind allerdings überwiegend keine Brut- und Aufenthaltsgebiete der klassischen Wiesenbrüter (Ausnahme: Große Moorweiden der Stammbecken und Talräume wie die Eschenloher Gemeinschaftsweide).

Der gegen den Alpenrand zu immer seltenere **Neuntöter** scheint dort sehr stark auf Standweiden mit verstreuten Domgebüschungen angewiesen zu sein und kommt auch in ähnlich gegliederten Moorweidegebieten vor (KRAUS 1993).

2.1.1.4.5 Auswirkungen unterschiedlicher Weidesysteme, -perioden und Haltungsformen

Für die Naturschädlichkeit, -verträglichkeit und -pfleglichkeit spielen Weideorganisation, Besatzdichte und Zuordnung von Hart- und Weichbodenweiden eine große Rolle. Die Bandbreite der Weideorganisationsformen reicht von nicht eingefriedeter, behirteter oder unbehirteter Triftweide über großflächige Standweiden, deren Geräumigkeit aber der Herde ein freies Schweifen erlaubt, bis zu enggezäunten Portionsweiden unterschiedlicher Umtriebszeit. Ebenso wichtig ist die zeitliche Einnischung der Beweidung im Jahres- und Vegetationszyklus: lediglich als Vor- und Nachweide der Mittel- und Hochalpen genutzt, ganzsömmeriger Auftrieb,

einmaliger kurzer Auftrieb, lediglich tagsüber beweidet usw..

Beispielsweise sind Moore und ehemalige Streuwiesen auf Landalpen mit 3 Weideportionen etwa 30-40 Tage pro Jahr für die Herde zugänglich.

Sowohl in Vorland- wie Alpenmooren besteht ein Zusammenhang zwischen

- dem Degradierungsgrad und Weidedruck der beweideten Moore und Streuwiesen und
- der Verfügbarkeit (dem Anteil) ertragsstarken Wirtschaftsgrünlandes innerhalb derselben Weide-Einheit

Insbesondere im Alpenbereich waren bis in die Vor- und Nachkriegszeit Zäunungen weitgehend unüblich (vgl. z.B. Allgäuer Alperhebung 1911). Die Aufteilung in mehrere Koppeln insbesondere seit den 1960er Jahren reduzierte den moorschonenden großen Bewegungsspielraum des Weideviehs. Das an sich weniger attraktive Naßgelände wird heute - von den meist größeren Herden zwangsläufig viel stärker frequentiert als früher.

Bei Jungrindern (und Schafen) bleibt der Fleischzuwachs unbefriedigend, wenn ausschließlich Moorvegetation beweidet wird. Dagegen muß ein gewisser (kleinerer) Mooranteil nicht ungünstig sein. Dann besteht die Möglichkeit der rohfaserreichen Zukost aus dem Moor. Entgegen vieler Behauptungen wird strohige Herbstvegetation als "Zubrot" selbst von Milchkühen gerne angenommen (Beobachtungen STROHWASSER).

Rinderherden wandern im Laufe einer Weideperiode zunehmend von den guten trockenen Weiden auf die vergleichsweise unattraktiven Naßstandorte und Moore ab, sobald der Futtervorrat auf angrenzenden Fettweiden nachläßt und die Kotstellendichte zu hoch wird (Beobachtungen im Ostallgäuer Vorland sowie von HACKER 1985 und BÜCHER 1987 im Hädrichgebiet bei Oberstaufen). Im Hörmoos wurde der Mooranteil 1986 erst 12 Tage nach Auftrieb in die Weidekoppel erstmals vom Jungvieh aufgesucht. Je kleiner die Koppel, desto früher werden eingelagerte Moorstandorte beansprucht. Vgl. hierzu auch FAAS (1994; S. 95) und BRUDI (1995; S. 49).

Unabhängig vom generellen Herdenverhalten dienen die Moorflächen aber immer wieder als zusätzlicher Auslauf für den ungestümen Bewegungsdrang des Jungviehs. "Es kommt vor, daß plötzlich 10 übermütig gewordene Schumpen (alemannisch für Jungvieh) den Hang hinunter ins Moor stürmen, um sich dort auszutoben" (BÜCHER 1987).

Moore innerhalb größerer Koppeln werden nicht nur als (Ausweich-)Futtergelände, sondern auch zum Wetter- bzw. Hitzeschutz (Fichtengruppen, Bergkieferndickichte, Wasserlöcher) bzw. zur Tränke aufgesucht. Diese Funktion übernehmen häufig Randgehänge- oder Bachgaleriewälder zwischen Hochmoor und baumarmen Weidehängen (z.B. Feller-, Längental-alm/TÖL, Schwarztenalm/MB, Krottensteinalpe/OAL, Saletstock am Königssee)

2.1.1.4.6 Gesichtspunkte der Tierernährung und Weidehygiene

Pflegliche Bewirtschaftungskonzepte "dürfen" die Rechnung nicht ohne den Wirt machen, sie müssen immer auch die Nutzerinteressen berücksichtigen. Die Grobkenntnis von Leistung und Weiderisiken von Moor- und Naßstandorten erleichtert ggfs. anstehende Weideverlagerungs- oder Zonierungskonzepte in Moor- und Streuwiesengebieten.

Futterleistung und -wert

Bestimmte Moorflächen erreichen zwar Aufwuchs-Energiegehalte (aus dem Gehalt an Rohnährstoffen ermittelte Nettoenergie-Laktation), die den Kammgrasweiden etwa gleichkommen. Die Trockenmasse-Erträge bestimmter Flachmoorgesellschaften liegen nicht allzuweit unter benachbarten Mineralbodenweiden. SPATZ (1970) ermittelte für ein Flutschwaden-Davallseggenried im Alpseegebiet bei Immenstadt 31 dt/ha, im borstgrasreichen Rasenbinsen-(*Trichophorum caespitosum*-)Moor 16 dt/ha und in der Rotschwengel-Kammgrasweide 41 dt/ha.

Streuwiesen-äquivalente Standorte schneiden in ihrer Futterleistung relativ besser ab, wenn auch die ergänzenden Mineralböden ertragsschwach sind (z.B. Borstgrasweiden). Beispielsweise errechnete SPATZ (1970) für das Immenstädter Alpgebiet Bestandeswertzahlen von 51,2 für die Berghahnenfuß-Borstgrasrasen und 42,8 für Davallseggenrieder.

Andererseits:

- Die für Jungrinderernährung geforderten Mindest-Rohproteingehalte von 15-20 % der Trockenmasse (WEIS 1980) werden nur selten erreicht.
- Die hohen Rohfaser- und Kieselsäuregehalte vieler monokotyler Moorpflanzen bedingen meist eine geringere Futterverdaulichkeit.
- Giftige und aus anderen Gründen ungenießbare Arten sind oft stark vertreten; insbesondere wechselfeuchte Anmoore (Moor-, Auengleye u.ä.) neigen bei Beweidung zu stärkerer Verunkrautung mit Roßminze, Flatterbinse, Graugrüne Binse, Kriechhahnenfuß.
- die Mineralstoffversorgung ist häufig unausgewogener als in mineralischen Fettweiden.

Beim Kriterium Futtergüte, die verschiedene pflanzliche Wertkriterien vereinigt, werden Hoch-, Zwischen- und Niedermoorbestände als weitgehend wertlos bis leistungsmindernd eingestuft (BÜCHER 1987). Die Bestandeswertzahlen, ein aus dem Artenspektrum abgeleitetes Fraß-Attraktivitätsmaß, liegt in Zwischenmooren des Streuwiesen- und Mooregebietes am Hochhädrich/OA bei 0,93, im Niedermoor (Davallseggen- und Braunseggenrieder) bei 1,66, in angrenzenden Kammgrasweiden dagegen bei 4,08 (ebenda). Moore erreichen hier bei Flächenanteilen von 10 % nur 1-2 % des Gesamtertrages einer Weide-Einheit. Die Futterleistung der Kammgrasweiden ist hier 15mal höher als beim Zwischenmoor.

Die P-, Ca- und Spurenelementgehalte sind auf vielen Moorweiden für den Rinder-Erhaltungsbedarf

zu niedrig. Giftige oder unbekömmliche Pflanzenarten sind "überrepräsentiert".

Die Calcium-Oxalat-Raphiden, schneidend scharfen Blattränder und hakig-rauhen Blattnerven vieler größerer Seggenarten können sogar Verletzungen bzw. Reizungen an Zunge, Gaumen, Magen- und Darmschleimhäuten hervorrufen.

Verbissen werden bevorzugt *Carex fusca*, *Nardus stricta* einige Kleinseggen, vor allem *Carex panicea*, z.T. auch *C. echinata*, *C. flava* agg., *C. fusca*, *C. leporina* und *C. ovalis*, Großseggen nur im äußersten Fall.

Parasitosen

Befall mit dem Großen Leberegel (*Fasciola hepatica*) ist in nassen Weiden und Mooren nicht unwahrscheinlich, weil der Zwischenwirt, die Leberegel-schnecke *Galba truncatula* bevorzugt an Seggen, *Agrostis gigantea* und *Glyceria*-Arten frißt (BÜCHER 1987). Der Befallsgefahr begegnen manche Bauern und Weidegenossenschaften mit dem Ausstreuen von Kalkstickstoff, was mit unerwünschten Düngewirkungen und Fahrtschäden verbunden sein kann. Beispiele: ehemalige Streuwiesen am Nordrand des Winkelfilzes bei Reutberg/TÖL, südöstliches Murnauer Moos.

Auch bei Lungenwürmern, Magen- und Darmparasiten gilt Naßgrünland als Stätte gegenseitiger Ansteckung, weil die Infektionslarven und Eier sonnen- und trockenheitsempfindlich sind.

Veterinärfachleute empfehlen deshalb das Auszäunen von Sumpfstellen und Gräben und einen häufigen Weidewechsel.

Ein großer Teil der Eschenloher Moorweide ist z.Zt. wegen eines Salmonellose-Befalles für 5-6 Jahre weidefrei gestellt (FAAS 1994).

In Anbetracht all dieser Begrenzungsfaktoren aus der Sicht der Tierproduktion wird der Wunsch und die Praxis vieler Nutzer verständlich, Moorweiden teilweise oder stückchenweise fortschreitend zu intensivieren und zu meliorieren, um einen Teil der Standortnachteile auszugleichen. Dies dürfte insbesondere jene Standweideschläge betreffen, in denen weidehygienisch und futterbaulich günstige, trockenere und gedüngte Mineralbodenanteile weitgehend fehlen.

Daraus folgt grundsätzlich, daß

- eine langfristige Gewährleistung der naturschutzfachlichen Flächenqualität bei der Alternative Weide schwerer fällt als bei Fortsetzung oder Wiederaufnahme der (imitierenden) Streunutzung,
- der Kontrollaufwand seitens der Naturschutzfachbehörden höher anzusetzen wäre als in Streuflächen.

Viele, durch Beweidung stark geschädigte Moorteile könnten wegen ihres bescheidenen Futterbeitrages aus den Großschlägen herausgenommen werden, ohne daß der Bestoß reduziert werden müßte. Unter Abzug der Mooranteile könnten z.B. auf der Vorderhädrich-Alpe allein die Kammgras- und Borstgrasweiden 69 Großvieheinheiten (12 mehr als

der gegenwärtige Bestoß) 100 Tage lang ernähren (BÜCHER 1987).

Energiebilanz, Tierverluste

In vielen Moorteilen ist das nutzbare bzw. vom Vieh angenommene Futterangebot so spärlich, daß viel größere Wegstrecken pro Fraßquantum zurückgelegt werden als in Mineralbodenweiden. Dies mehr natürlich die Trittbelastung und verschlechtert die Energiebilanz des Weideviehs. Dieser Effekt verschlechtert sich zusätzlich, wenn Jungrinder nur mühsam unter ständigem Einsinken und wieder Herausziehen vorwärtskommen. Die Einsinktiefe ist am größten, wo der Deckungsgrad der Narbe gering ist, z.B. in den Rüllen und an quellnassen Stellen. Im Extremfall sehr weicher, tiefgründiger, z.T. schwingrasenartiger oder auch von Spalten durchzogener Moore kommt es gelegentlich sogar zu Tierverlusten, so geschehen z.B. im Moorbruchgebiet von Schönberg/WM, einer im Juni 1960 abgerutschten Streuwiese, oder im Hochmoor am Windecksattel/OA. Sennen und Hirten versuchen verständlicherweise, Moorspalten zu verfüllen (z.B. im Gutswieser Tal/OA). Die Weidenutzung zieht hier also auch indirekte Moorschädigungen nach sich.

2.1.1.4.7 Auswirkungen auf die spätere Schnittpflege

Auf durchtrittigen Torf- oder Quellsandstandorten hinterlassen Weidephasen, vor allem, wenn eine Brachephase vorherging, ein stark horstig-bultiges Mikrorelief. Eine Wiederaufnahme der Mahd ist dann sehr erschwert. Die manuelle wie maschinelle Mähbarkeit ist oft nicht mehr gegeben, eine Rückkehr zur regenerierenden Streunutzung damit verbaut. Selbst bei aufwendigster Sonderpflege (z.B. durch Abscheren der Bulle mit der Motorsense) werden ruderalisierungs- und eutrophierungszeitende Pflanzen in den Bultzwischenräumen kaum eliminiert.

2.1.1.4.8 Eignung verschiedener Rinderrassen zur Beweidung von Moor- und Anmoorweiden

(Bearbeitet von B. Quinger)

Im Hinblick auf die Eignung einer Rinderrasse für den Einsatz in der Landschaftspflege und für die Beweidung von Moorweiden und Magerrasen bedarf es folgender Eigenschaften:

- Fähigkeit, mit Phytomasse der Moor- und Magerrasen auszukommen, ohne auf Zufütterungen einer eiweißreicheren Nahrung angewiesen zu sein;
- geringes Körpergewicht oder Minderung der Drucklast auf den Boden durch breite Klauen, um Bodenschädigungen und Schädigungen der Vegetation durch den Tritt nicht über Gebühr zu erzeugen;
- Anpassungsfähigkeit an die regionalen Klimabedingungen. Nur bei bodenständigen Extensiv-

rasen kann man von dieser Anpassungsfähigkeit ausgehen.

Leider ist in den letzten vierzig Jahren eine drastische Einengung des Rassenspektrums bei den Rindern erfolgt. Einige jahrhundertealte Rinderrassen sind nahezu ausgestorben, zahllose Landschläge erloschen. Für die kleinen und leichtgewichtigen, hinsichtlich der Fleisch- und Milcherzeugung zwar unproduktiven, jedoch anspruchslosen Rassen und Schläge waren ungedüngte Magerrasen und Moorweiden als Ernährungsgrundlage vielfach ausreichend. Das auch aus kulturellen Gründen wünschenswerte Vorhaben, eine Moorbeweidung mit den traditionellen Lokalschlägen durchzuführen, wird sich vielfach nicht mehr realisieren lassen.

Der Gesamtrinderbestand der BRD wird heute zu 96% von den vier Rassen Fleckvieh (Simmentaler), Braunvieh, Schwarzbunte und Rotbunte bestritten (vgl. SAMBRAUS 1987: 33), die sich aufgrund ihrer Weideansprüche für den Einsatz auf Extensivflächen kaum eignen.

Unter den verbliebenen einheimischen Rinderrassen gibt es nur wenige, die sich mit einer schlechten Futtergrundlage zufriedengeben und gleichzeitig ein geringes Körpergewicht haben:

Murnau-Werdenfelser: Diese farblich sehr schöne Rinderrasse war als Almvieh im Werdenfelser Land verbreitet und wurde auch zur Beweidung von Niedermoorflächen eingesetzt (z.B. im südlichen Murnauer Moos). Sie gilt als ausgesprochen anspruchslos (vgl. SAMBRAUS 1987: 42) und trägt ein rauhes Klima. Zur Beweidung magerer Weideflächen im Alpenrandbereich und in den Alpenträumen sowie von Moorweiden ist das Murnau-Werdenfelser Rind geeignet. In Gewicht und Größe liegt es mit 500 bis 600 kg (Milchkuh) deutlich unter den heutigen Hochleistungs-Formen des Fleckviehs (Milchkuh: 700 bis 750 kg).

Montafoner, Vorarlberger Braunvieh: Vorarlberg-Braunvieh ohne Einkreuzungen des amerikanischen Brown-Swiss-Viehs (vgl. SAMBRAUS 1987: 57). Ein relativ leichtes, ein rauhes Klima ertragendes Gebirgsrind. Die Moorbeweidung im Ost- und Ober-Allgäu erfolgte früher nahezu ausschließlich durch anspruchslose Braunvieh-Schläge.

Zur Landschaftspflege werden einige Rinder-Rassen eingesetzt, die nicht aus dem deutschen Sprachraum stammen. Hierzu zählen :

Schwedisches Fjällrind: bewährt sich seit Jahren zur Pflege der Magerweidenflächen und nährstoffarmen Feuchtwiesen in der Spuckloch-Koppel nördlich des Müritzsees in Mecklenburg-Vorpommern und gehört mit 700 kg (Bulle) und 400 kg (Kuh) Gewicht zu den leichten Rindern. Das Fjällrind ist unempfindlich gegen rauhes Klima und kann ganzjährig im Freien gehalten werden. Das Schwedische Fjällrind erwies sich bei seinem Einsatz auf der Spuckloch-Koppel am Müritzsee als ausgesprochen friedfertig und bewegungsfreudig. Es durchwandert fast täglich den gesamten, weit über 100 Hektar großen Koppelbereich (vgl. KLAFFS 1974: 20). Es beweidet

in dieser Koppel Pfeifengras- und Straußgras-Bestände (*Agrostis tenuis*), im Frühjahr auch Schafschwingel-Magerrasen. Bei fehlender Schneedecke weiden die Tiere den gesamten Winter hindurch im Freien (KLAFS). Nach einer Einsatzzeit von über 20 Jahren auf der Spucklochkoppel am Müritzsee steht die Eignung des Fjällrinds zur Pflege von magerassen- und pfeifengrasstreuwiesenartigen Beständen fest (MARTIN 1992, mdl.).

Schottisches Hochlandrind: Ein ausgesprochen wetterhartes, robustes und anspruchsloses, kleinrahmiges Rind. Wird in seiner Heimat noch bei Jahresniederschlägen von 2.000 mm ganzjährig im Freien gehalten.

Schottisches Galloway: Ursprünglich aus schottischen Regionen mit Moor- und Heideflächen stammend. Ebenso wie beim Schwedischen Fjällrind und beim schottischen Hochlandrind ist eine ganzjährige Freilandhaltung möglich. Die breiten Klauen dieses kleinen und leichten Rindes lassen einen relativ schonenden Tritt zu. Das Gallowayrind ist sehr genügsam und nimmt ohne Schwierigkeiten die eiweißarme Blattmasse von *Molinia arundinacea* und *Molinia caerulea* als Nahrung an. Es kann sogar zur Beweidung jahrzehntealter Bracheflächen eingesetzt werden, wo es die zwischenzeitlich entstandenen Streufilzdecken beseitigt. Galloway-Rinder vermögen innerhalb von fünf Jahren geschlossene Verfilzungen in *Molinia arundinacea*-Brachen (vgl. Kap. 2.5.1.2.1) zu entfernen und in Vegetationsbestände zurückzuführen, in denen hochwertige, niedrigwüchsige Arten wie *Gentiana clusii* erhebliche Zunahmen verzeichnen konnten. Nach den bisher im Betriebsgelände Hartschimmelhof bei Pähl gesammelten Erfahrungen ist das Galloway-Rind zumindest in der Lage, Pfeifengras-Brachen in einen artenreichen Zustand zurückzuführen.

2.1.1.4.9 Schafbeweidung

Moore und Streuwiesenstandorte werden da und dort auch mit Schafen (und Ziegen) beweidet. Beispiele: Dillinger Donauried NW Katharinenhof (DLG), Langenauer Ried (DLG), hier auf großen Pfeifengrasflächen und trockenen Almhügeln, Wörther Moos/ED, Quellriede als Tränk- und Suhlstellen innerhalb größerer Schafhutungen der Albraufzone und im Wellenkalkgebiet, kleinere Riedwiesen- und Quellmuldenanteile in Schafkoppeln der Hohen Rhön, des Fichtelgebirges, Steinwaldes und Bayerischen Waldes sowie inselartige Feuchtgebiete in hochalpinen Schafweiden. Früher war die Schafhutung auch im Anmoor- und "Streuwiesen"-Bereich trotz der hier bei bestimmten Schafrassen erhöhten Moderhinkegefahr durchaus gang und gäbe. Heute mutet diese Pflegealternative auf streuwiesenäquivalenten Standorten manchem Naturschutzfachmann ebenso ungewöhnlich an wie Rinderbeweidung. Einzelne, gut dokumentierte Nutzungsbeispiele mit z.T. naturschutzfachlich bemerkenswerten Resultaten zeigen jedoch, daß diese "vergessene" Alternative nicht von vornherein ausgeschlossen werden sollte.

Eines dieser Beispiele sind die Sempt-"Streuwiesen" bei Mooslern/ED. Sie waren unter Schafweidenutzung bis etwa 1972 (Ableben des Schäfers 1965, Wegzug seiner ebenfalls schafhaltenden Tochter 1972) der vom floristischen Erscheinungsbild her eindrucksvollste Restbestand des Erdinger Moooses und des Landkreises Erding. Ihr Pflegezustand führte sogar zur einstweiligen Sicherstellung als NSG und zum Flächenankauf. Aber schon wenige Jahre nach Beendigung der Beweidung war der schutzwürdige Florenbestand im hohen Brachegras vollständig erstickt.

Das damalige wertbestimmende Nutzungsregime läßt sich folgendermaßen kennzeichnen:

- Herde von ca. 65 Mutterschafen auf etwa 22 ha im engen Gehüt, aufgetrieben im Herbst, z.T. im Winterhalbjahr, jeweils nur für wenige Tage bei sehr hoher Verbißintensität; in der übrigen Zeit auf weiter entfernten Fettwiesen und Magerwiesen.
- Kein Pferchen auf den Flächen, sondern alltäglicher Eintrieb in das nahegelegene Schafhaus, keine Koppelung und Düngung
- Keine Lenkung durch Naturschutzorgane
- Die Beweidung begann 1935; die Flächen waren vorher als Streu- und Magerwiesen genutzt.

Sie konzentrierte sich auf die anmoorigen bis mineralischen, wechselfeuchten bis -trockenen, z.T. deutlich kleinreliefierten Bereiche im bach-nahen Bereich. Bei Streu- bzw. düngerloser Mähnutzung wären hier Davallseggenrieder, Saumseggenrieder im kleinflächigen Wechsel mit Mesobromion-Trockenwiesen anzunehmen gewesen.

Hervorstechendster Eindruck dieses Pflegeregimes war Ende April der eindrucksvolle Massenaspekt von Stengellosem Enzian (*Gentiana clusii*), Mehlprimel (*Primula farinosa*) und Berghahnenfuß (*Ranunculus montanus s.l.*), der den schönsten Streuwiesen des Alpenvorlandes nicht nachstand. Trittschäden und Gehölze fehlten. Thymian-überzogene Ameisenhügel und Flatterbinsen-Horste häuften sich stellenweise, nahmen aber nicht überhand. Die Fläche wirkte sorgfältig gepflegt.

Wegen der repräsentativen Bedeutung seien 2 Vegetationsaufnahmen aus KARL (1965) wiedergegeben (ergänzt um einige, aus jahreszeitlichen Gründen offensichtlich übersehene, hochstete Arten aus Aufnahmen des Bearbeiters auf gleichem Standort). Der intermediäre Charakter macht eine syntaxonomische Einordnung schwierig.

Aufnahme 1: Schafhutung auf anmoorigem bis mineralischem Feuchtstandort

RL-Arten:

<i>Gentiana clusii</i>	+ - 2
<i>Gentiana verna</i>	+
<i>Gentianella germanica</i>	+
<i>Orchis morio</i>	+
<i>Primula farinosa</i>	+ - 1
<i>Pinguicula vulgaris</i>	+

<i>Gentiana pneumonanthe</i>	+	<i>Medicago lupulina</i>	+
<i>Blysmus compressus</i>	+	<i>Mentha longifolia</i>	1
<i>Ranunculus montanus s.l.</i>	+	<i>Daucus carota</i>	+
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	+	<i>Arrhenatherum elatius</i>	+
		<i>Dactylis glomerata</i>	+
Sonstige Magerrasen- und Streuwiesenarten:		<i>Plantago lanceolata</i>	1
<i>Carex davalliana</i>	1*	<i>Plantago media</i>	1
<i>Carex hostiana</i>	+	<i>Prunella vulgaris</i>	1
<i>Carex panicea</i>	1	<i>Trifolium pratense</i>	+
<i>Festuca ovina s.l.</i>	+	<i>T. repens</i>	1
<i>Bromus erectus</i>	1	<i>Leucanthemum ircutianum</i>	+
<i>Galium verum</i>	1		
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	Aufnahme 2: Schafhaltung auf trockeneren Erhebungen	
<i>Centaurea jacea</i>	+	RL-Arten:	
<i>Thymus pulegioides</i>	+	<i>Orchis ustulata</i>	+
<i>Prunella grandiflora</i>	+	<i>Gymnadenia conopsea</i>	+
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	<i>Gentiana verna</i>	+
<i>Leontodon hispidus</i>	1	<i>Gentianella germanica</i>	+
<i>Briza media</i>	1	<i>Orchis militaris</i>	r
<i>Scabiosa columbaria</i>	+	<i>Thesium rostratum</i>	+
<i>Carex flacca</i>	1	<i>Ranunculus montanus s.l.</i>	+
<i>Juncus articulatus</i>	1		
<i>Polygala vulgaris</i>	+	Sonstige Magerrasenarten:	
<i>Ononis repens</i>	1-2	<i>Bromus erectus</i>	2-4
<i>Succisa pratensis</i>	+	<i>Carex caryophylla</i>	1-2
<i>Potentilla erecta</i>	1	<i>Asperula cynanchica</i>	1
<i>Festuca rubra angustifolia</i>	1	<i>Scabiosa columbaria</i>	+
<i>Euphrasia rotkoviana</i>	1	<i>Galium verum</i>	+
<i>Linum catharticum</i>	+	<i>Pimpinella saxifraga</i>	1
<i>Cirsium acaulon</i>	+	<i>Viola hirta</i>	+
		<i>Ranunculus bulbosus</i>	+
Sonstige (z.T. CYNOSURION- und ARRHENATHERION-) Arten:		<i>Potentilla tabernaemontani</i>	+
<i>Juncus effusus</i>	1	<i>Ononis repens</i>	2
<i>Poa trivialis</i>	+	<i>Centaurea jacea</i>	1
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1	<i>Briza media</i>	+
<i>Holcus lanatus</i>	+	<i>Koeleria pyramidata</i>	1
<i>Achillea millefolium</i>	1	<i>Thymus pulegioides</i>	2
<i>Cirsium palustre</i>	1	<i>Campanula rotundifolia</i>	1
<i>Juncus inflexus</i>	1	<i>Prunella grandiflora</i>	1
<i>Ranunculus acris</i>	+	<i>Hippocrepis comosa</i>	1
<i>R. nemorosus</i>	+	<i>Filipendula vulgaris</i>	+
<i>Galium uliginosum</i>	1	<i>Euphorbia verrucosa</i>	+
<i>Lotus uliginosus</i>	+		
<i>Symphytum officinale</i>	+	Sonstige Arten:	
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	<i>Agrostis tenuis</i>	1
<i>Carex hirta</i>	+	<i>Trifolium pratense</i>	1
<i>Taraxacum officinale</i>	+	<i>Cerastium caespitosum</i>	+
<i>Poa angustifolia</i>	1	<i>Achillea millefolium</i>	1
<i>Ranunculus repens</i>	1	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+
<i>Geum rivale</i>	1	<i>Ranunculus nemorosus</i>	1
<i>Agrostis tenuis</i>	1	<i>Lotus corniculatus</i>	1
<i>Ajuga reptans</i>	+	<i>Festuca rubra angustifolia</i>	2
<i>Equisetum palustre</i>	+	<i>Leontodon hispidus</i>	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	<i>Equisetum palustre</i>	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	<i>Linum catharticum</i>	+
		<i>Potentilla erecta</i>	+

* Deckungsgrade nach Braun-Blanquet

<i>Trifolium repens</i>	+
<i>Plantago media</i>	+

Diese äußerst artenreiche Hutungsgesellschaft vereinigte Arten der Pfeifengraswiesen (MOLINION), der Kalkflachmoore (CARICION DAVALLIANAE), der Halbtrockenrasen (MESOBROMION, GENTIANO-KOLELERIETUM), der Kammgrasweiden (CYNOSURION).

Ebenfalls für Schafbeweidung geeignet sind Querkalk- (Alm-, Tuff-)Bereiche in durch Entwässerung ausgetrocknete Kalkniedermooren.

Mikroreliefierungen, Narbenlockerung und Verschlammungen können Schafherden u.U. auch an kleinflächigen Davallseggenriedern, so z.B. in der Muschelkalkrhön (NES) oder am Hesselberg (AN) auslösen, die als Tränkstellen dienen.

2.1.1.5 Kontrolliertes Brennen (bearbeitet von J. Weber)

Als Pflegemöglichkeit brachliegender Grasländer wurde in den 70er Jahren von R. TÜXEN das Abbrennen in die Diskussion geworfen (vgl. ZIMMERMANN 1979: 449). Die Wirkung des kontrollierten Feuers wurde daraufhin in mehreren langjährigen Feld-Versuchen ermittelt, wobei zunächst die Reaktion von Magerrasen auf diese Behandlungsweise u.a. von ZIMMERMANN (1979), SCHIEFER (1981 a, 1982 b), KRÜSI (1981) und bei WEGENER & KEMPF (1982) untersucht und dargestellt wurde. BRIEMLE (1985, 1987) befaßte sich anschließend auch mit den Auswirkungen des Abflämmens auf brachgefallenen Pfeifengraswiesen und auf Wiesenrauten-Mädesüß-Hochstaudenfluren.

Das nächstliegende Ziel des Einsatzes des Feuers bei der Pflege von Grasflächen stellt zunächst die Vernichtung der sich infolge der Verfilzung (vgl. Kap. 2.2.1.2.2, S. 218) angehäuften Streumengen dar. Der zellulosereiche Aufwuchs von Pfeifengraswiesen läßt sich vergleichsweise gut abbrennen. Die oberirdische Phytomasse ist bereits Ende Oktober größtenteils abgestorben und der Anteil wintergrüner Arten so gering, daß ab diesem Zeitpunkt bis zum Frühjahr eine Feueranwendung möglich ist. Mit der Entfernung der Streufilzdecken mittels Feuer wurde die Hoffnung verknüpft, daß das Feuer-Management die Beschaffenheit der lebenden Vegetation in einer günstigen Weise steuern würde.

Feuer können auf unterschiedliche Weise und unter verschiedenen Bedingungen gelegt werden. Grundsätzlich entstehen bei Gegenwindfeuern und trockener Streuaufgabe (bei trockenwarmer Witterung) wesentlich höhere Brenntemperaturen auf der Bodenoberfläche als bei Mitwindfeuern und feuchter Streuaufgabe. Durch "heiße Feuer" werden alle oberirdischen Organismen (z.B. Rosetten-Hemikryptophyten, Spinnen und Schnecken als Vertreter der

epigäischen Fauna) nahezu komplett letal geschädigt, der in der Biomasse gebundene Stickstoff entweicht ab 400°C gasförmig. Durch "kalte Feuer" werden im Idealfall die oben genannten Organismengruppen nur unwesentlich beeinträchtigt, z.T. sogar indirekt leicht begünstigt (vgl. BRABETZ 1978). Meistens verbleiben nasse Streureste auf der Bodenoberfläche, ein Nährstoffentzug erfolgt nicht. Tendenziell wird die Phytomasseproduktion durch kalte Feuer angeregt. Meistens herrschen Brennbedingungen, die zwischen beiden genannten Extremen liegen.

Durch Brennen werden Pflanzenarten mit Überdauerungsknospen unterhalb der Hitzezone mittelbar gefördert, insbesondere (Rhizom-) Geophyten und Hemikryptophyten mit langen unterirdischen Ausläufern. Dazu gehören z.B. *Filipendula ulmaria* und die insbesondere in Brachen der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen auftretenden Brachegräser *Brachypodium pinnatum*, *B. rupestre* und *Calamagrostis epigejos**. Ebenfalls begünstigt werden *Molinia caerulea* und *Molinia arundinacea*, deren Knospen tief in der Basis der sehr dichten Horste, ca. 5 bis 7,5 cm unter der Feuerlinie eingebettet sind (SCHIEFER 1982b). Das ausläuferbildende Sukzessionsgehölz *Frangula alnus* übersteht nach eigenen im Jahr 1983 auf der "Märchenwiese" bei Tutzing (Lkr. STA) gemachten Beobachtungen ebenfalls das Abbrennen ohne ernstliche Schädigungen. Demnach eignet sich Brennen nicht oder nur sehr bedingt zur Bekämpfung von Faulbaum-Verbuschungen.

BRIEMLE (1987: 257) beobachtete auf den von ihm untersuchten Brennflächen eine ähnliche Vegetationsentwicklung wie auf den Bracheparzellen. Es erfolgte im wesentlichen eine Begünstigung derselben Arten; innerhalb von fünf Jahren erfolgte bereits eine deutliche Abnahme der Artenzahl.

Unterschiedliche Reaktionen zeigen Orchideen auf Kaltfeuer. Die keine Winterrosette ausbildenden *Dactylorhiza*-Arten und *Epipactis palustris* werden durch die weitgehende Beseitigung der Streuschicht gegenüber fortgesetzter Brache tendenziell eher gefördert. Heiße Feuer zerstören im allgemeinen die empfindlichen Orchideen-Knollen.

Die Mehrzahl aller durch ihre Blüten wertbestimmenden Streuwiesenpflanzen, insbesondere alle Rosetten-Hemikryptophyten, die meisten Sauergräser und Futtergräser (in gestörten Beständen) sowie die Mooschicht werden durch jedwede Feuereinwirkung zurückgedrängt bzw. ganz zum Verschwinden gebracht (SCHIEFER 1982b). Die "Löcher" in der Vegetationsdecke werden nicht nur von den oben genannten Arten eingenommen, sie bieten auch günstige Keimungsnischen für konkurrenzkräftige Ruderalpflanzen wie z.B. *Cirsium*-Arten, *Solidago gigantea* oder *S. serotina*.

* Die Auswirkungen des Brennens auf die *Brachypodium*-Arten werden ausführlich im LPK-Band II.1 Kalkmagerrasen, Kap. 2.1.2.2 behandelt.

Die Entwicklungsstadien von in hohlen Stengeln oder der Streuschicht überwinternden Insekten werden durch Feuereinwirkung praktisch vollständig vernichtet (WESTRICH 1989a : 400).

Bewertung s. Kap. 2.1.2.

2.1.1.6 Mulchschnitt

Als Mulchen wird Schneiden mit Liegenlassen des Schnittguts verstanden, im Unterschied zur Mahd, bei der das Schnittgut als Heu oder Einstreu abgeräumt wird. Als "unvollendete Mahd" gilt der Mulchschnitt im Vergleich zur Mahd als eine Pflegemethode "zweiter Wahl". Sie bietet jedoch den organisatorischen Vorteil, daß sie bei Personal- und Finanzengpässen wesentlich weiträumiger eingesetzt werden kann, da der Arbeitsaufwand beim Mulchen erheblich niedriger ist als bei der Mahd. Es stellt sich daher die Frage, welche Pflegeziele sich mit dem Mulchen erreichen lassen und ob die mit dem Mulchen verbundenen Auswirkungen tolerierbar sind.

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Ein allgemein bekannter Unterschied zwischen Mulchen und Mahd besteht darin, daß mit dem Mulchschnitt keine Nährstoffentzüge verbunden sind, da das Schnittgut an Ort und Stelle verbleibt. Mit dem Liegenlassen des Schnittguts ist eine "Düngewirkung" (vgl. ARENS 1989: 219) verbunden, die auf Dauer Auswirkungen auf die Vegetationsbeschaffenheit, insbesondere von ursprünglich oligotrophen Streuwiesen haben muß.

Da durch den Mulchschnitt die pflanzeninternen Nährstoffkreisläufe unterbrochen werden, erfolgen im Vergleich zur Brache dennoch für die Vegetation Nährstoffverluste. Die Vegetation muß ihren Nährstoffhaushalt wie nach Mahd und Beweidung extern aus der Konzentration der Bodenlösung neu aufbauen.

Die Auswirkung des Mulchens auf Streuwiesen wurde bisher von BRIEMLE (1985) untersucht, der allerdings die vorläufigen Resultate des noch nicht abgeschlossenen Versuchs nur in sehr knapper Form mitteilt. BRIEMLE (1985: 207) beobachtete auf der zuvor 15 Jahre brachliegenden Pfeifengraswiese zunächst eine Begünstigung der horstigen Hemikryptophyten und der niedrigwüchsigen Rosettenpflanzen. Auf der gemulchten Pfeifengraswiese nahm *Molinia caerulea* deutlich ab, während es in der gemulchten Mädesüß-Hochstaudenflur seine Deckungsanteile behalten konnte. Der Rot-Schwinger nahm bei Mulchen in der Hochstaudenflur zu, nicht aber in der Pfeifengraswiese.

Allgemeine Zunahmen bei Mulchen verzeichneten *Inula salicina*, *Succisa pratensis*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex panicea*, *Potentilla erecta*, *Centaurea jacea*, *Phyteuma orbiculare*, unter den eutraphenten Arten erzielten insbesondere *Deschampsia cespitosa* und *Galium album* Zugewinne in der Bestandsdeckung (BRIEMLE 1985: Tab.1).

Nach SCHIEFER (1983: 299) erfolgt auf mageren Pfeifengraswiesen durch Mulchen im zwei- bis drei-

jährigen Turnus im Wesentlichen eine Bestandeskonservierung. Im Vergleich zur Streumahd schneidet das Mulchen auf einer trockenen Pfeifengraswiese (MOLINIETUM BROMETOSUM) und auf einer Mädesüß-Hochstaudenflur (FILIPENDULETUM) allerdings ungünstiger ab.

Nach BAUER (1982) führt das unzerkleinerte Liegenlassen der Streu v.a. auf Flächen mit hoher Streuproduktion bei manchen Arten zur Verminderung der Fertilität (z.B. *Molinia caerulea*, *Equisetum palustre*, *Allium suaveolens*, *Potentilla erecta*, *Sanguisorba officinalis*). Bei unzureichender Zersetzung des gemulchten Materials ist zudem ein Rückgang der dadurch verdämmten kleinwüchsigen Frühjahrsblüher wahrscheinlich. EGLOFF (1986: 127) beobachtete stellenweise eine Förderung von *Rubus*-Arten nach mehrmaligem Mulchen in relativ ertragreichen Streuwiesen.

Vergleiche zu den Herbstmahdparzellen werden von BRIEMLE noch nicht gezogen. Es deutet jedoch einiges daraufhin, daß gemulchte Pfeifengraswiesen sich schon nach wenigen Jahren in den Dominanzverhältnissen ihrer Artenzusammensetzung wesentlich von den im Herbst gemähten Flächen unterscheiden. Erhebliche Benachteiligungen sind vor allem für diejenigen Streuwiesenarten zu erwarten, denen auf Dauer der frühe Schnittermin (Mitte August) nicht zusagt (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184).

Zudem dürfte die mit dem Mulchen allmählich erfolgende "Aufdüngung" des Standorts auf Dauer hinsichtlich der Nährstoffversorgung anspruchsvollere Arten begünstigen. Aufdüngungswirkungen sind vor allem an Streuwiesenstandorten mit einer hohen Sorptionskapazität zu erwarten (vgl. Kap. 1.3.3).

Der Verrottungsprozeß des Mulchguts wird in Streuwiesen durch die Substrat-Durchfeuchtung begünstigt (Ausnahme: langfristig überstaute Flächen). Bei Herbstmulchung wirkt jedoch das ungünstige C/N-Verhältnis des gemulchten Substrates sowie das kühle Bodenklima hemmend; durch einen früheren Mulchtermin ist die Verrottung begünstigt. Bei der Verrottung freiwerdende Nährstoffe werden zum Teil außerhalb der Vegetationsperiode frei, wobei mit der Auswaschung von Nitrat und Kalium, auf kalkfreien Torfböden auch von Phosphat zu rechnen ist. Auf kalkreichen Moorböden könnte der fehlende Phosphataustrag (hauptsächlich limitierendes Nährelement) eine begrenzte Selbsttrophierung des Standorts bewirken.

Reaktion der Fauna

Die Reaktion der Fauna auf Mulchung ist je nach Zeitpunkt des Mulchschnitts mit der Mahd vergleichbar.

Wenn das Mähgut liegen gelassen wird, treten jedoch zusätzliche Effekte auf, die bei Mahd mit Abtransport des Mähguts fehlen:

- Die streuzersetzende Fauna wird zumindest vorübergehend gefördert, weil plötzlich große Mengen "Bestandsabfall" anfallen. Gefördert werden auch Arten, die Bereiche mit ständig feuchter

Bodenstreulage bevorzugen (z.B. hygrophile Streubodenarten unter den Laufkäfern wie etwa der Zierliche Glanzlaufkäfer *Agonum gracile* oder der Röhricht-Glanzlaufkäfer *Agonum thoreyi* und viele Schneckenarten).

- Bodenlegende Heuschreckenarten werden benachteiligt, weil ihre in den obersten Bodenschichten abgelegten Eier bis zur vollständigen Zersetzung des Mulchmaterials geringere Wärmemengen erhalten.

Da bei der Mulchung mit Schlegelmähwerk die Vegetation nicht abgeschnitten, sondern abgeschlagen und kleingehäckselt wird, ist die Schädigung der Kleintierfauna ungleich höher als bei der Messerbalnmahd (HEMMANN et al. 1987).

Ob es durch regelmäßige Mulchung allerdings zu einer nachhaltigen Veränderung der Tiergemeinschaft von Streuwiesen kommen kann, ist mangels experimenteller Befunde nicht abschließend zu beurteilen.

2.1.1.7 Entbuschung

Auswirkungen von Entholzungsmaßnahmen auf die Streuwiesen-Lebensräume

Entbuschungen dienen vor allem der Offenhaltung der Streuwiesen-Lebensräume. Sie stellen jedoch lediglich eine begleitende Pflegemaßnahme dar, da sie alleine die Streuwiesen in ihrem charakteristischen Zustand nicht zu erhalten vermögen, die von Sukzessionsprozessen wie Verfilzung, Verhochstaudung, Verschilfung usw. in ihrem Charakter grundlegend verändert werden (vgl. Kap. 2.2.1.2.2 bis 2.2.1.2.6, S. 218 ff.).

Radikale Entbuschungsaktionen können das Angebot an Ansitzwarten für Braunkehlchen, Neuntöter, Raubwürger und Greifvögel wie Baumfalke (Sommerhalbjahr) und Merlin (Winterhalbjahr) verschlechtern. Sie verringern zudem die Deckungsmöglichkeiten für den Wachtelkönig. In Habitaten des Wald-Wiesenvogelchens kann sie zum Verschwinden der Art führen. Vollständige Entbuschung von Weiden vernichtet auch die Entwicklungshabitate z.B. des Moschusbocks und beseitigt wichtige Überwinterungshabitate von Kleintieren (vgl. Kap. 1.5.1.1).

In den durch Entbuschung entstandenen offenen Bodenstellen ist zuweilen die Neukeimung der unerwünschten *Solidago*-Arten zu beobachten (VOSSER-HUBER 1983 in EGLOFF 1984).

In Übergangsmoorebereichen mit Vorkommen der Strauch-Birke (*Betula humilis*) können durch schlecht vorbereitete Entbuschungsaktionen unbeabsichtigt Individuen dieses seltenen Moorgehölzes entfernt werden.

Zur Konfliktvermeidung mit dem Bayer. Waldgesetz s. Kap. 3.4.7.

Auswirkungen von Entholzungsmaßnahmen auf die zu schwendenden Gehölze

Zu den Gehölzen der Streuwiesen-Lebensräume, die sich nur unter Schwierigkeiten bekämpfen lassen, gehört der Faulbaum. Um ein Faulbaum-Polykor-

mon zu zerstören, müssen mitunter die Austriebe mehrere Jahre hintereinander nachgeschnitten werden. Bekämpfungserfolge stellen sich um so rascher ein, je zeitiger das Nachschneiden der Austriebe in die Vegetationsperiode verlegt wird. "Nachschneideaktionen" der Polykormone erfordert auch die Zitter-Pappel, die nach Fällung sofort Wurzelsproß-Austriebe in bis zu 15 Meter Abstand vom Mutterbaum bildet.

Auch sehr bekämpfungsresistente Polykormongehölze wie die Schlehe verschwinden, wenn einige Jahre hintereinander die nachwachsenden Triebe zweimal geschnitten werden, wobei sich Schnittzeitpunkte in der dritten Junidekade und in der zweiten Augustdekade bewährt haben (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 2.1.2.3.1).

Keine Probleme bereiten die Koniferen (Kiefer/Fichte) mehr nach dem Schwenden. Für die Kiefer und die Fichte ist das Abfällen stets letal, da den Nadelhölzern die Fähigkeit des Stockausschlages versagt ist.

2.1.1.8 Rotierende Pflege (turnusmäßiger räumlicher und terminlicher Wechsel der Pflege), Kontrollierte Brache

Brache / Herbst-Streumahd

Diese Form der Rotation ist in Regionen mit Einstreubedarf heute noch aus ökonomischen Gründen für ertragsarme Streuwiesen (z.B. *Trichophorum*-Rasen, PRIMULO-SCHOENETEN) gebräuchlich.

Die Reaktionen der Fauna sind mit denen bei regelmäßiger Herbstmahd vergleichbar; zahlreiche typische Streuwiesentiere werden durch zwischengeschaltete Brachejahre deutlich gefördert und erreichen bei dieser Pflegeform die höchsten Individuendichten (Beispiele siehe Kap. 4.2.2.2.2).

Veränderungen der Mengenverhältnisse zugunsten der Hauptbestandesbildner und Benachteiligungen der niedrigwüchsigen Rosettenpflanzen und insbesondere der Lückenpioniere ergeben sich bereits, wenn regelmäßig einjährige Brachephasen eingeschoben werden, wie BOSSHARD et al. (1988) nachwies (vgl. Kap. 2.2.1.3, S. 221). Für konkurrenzschwache, kleinwüchsige Arten (*Dactylorhiza traunsteineri*, *Tofieldia calyculata*, *Gentiana clusii et verna*, *Primula farinosa*, s. Kap. 1.4.2.1.5) und insbesondere die Therophyten *Gentiana utriculosa*, *Pedicularis sylvatica et palustris* sind reduzierte Deckungsanteile und Blühaspekte infolge der periodischen Verdämmung durch niederliegendes Altgras nach Brache zu erwarten. Die Auswirkungen längerer Brachephasen auf die Zusammensetzung der Streuwiesenfauna werden in Kap. 2.2.2, S. 222 dargestellt.

Brache / Sommer-Futtermahd

Zu den Auswirkungen dieser Pflegekombination auf Flora und Vegetation gibt es bisher keine vergleichenden Untersuchungen, so daß unklar ist, inwieweit das eingeschobene Brachejahr die Revitalisierung der Streuwiesenarten, die gegen die Sommermahd empfindlich sind (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184),

bewirken kann. Der Wechsel von Brache und Sommermahd ist vor allem für Überflutungstreuwiesen eine interessante Pflegealternative zum Turnus Brache/Herbstmahd, in denen *Phragmites australis* und *Filipendula ulmaria* kritisch hohe Deckungswerte aufweisen. Bei dem Turnus Sommermahd/Brache werden das Schilf und das Mädesüß möglicherweise noch im Zaum gehalten, während dies bei dem Turnus Herbstmahd/Brache nicht mehr der Fall ist.

Die Reaktion der Fauna auf diese Pflegeform ist - ohne gleichzeitige räumliche Rotation - mit der auf regelmäßig praktizierte Sommermahd vergleichbar. Eingeschobene Brachejahre können die Negativwirkungen der frühen Mahd auf viele charakteristische und gefährdete Tierarten der Streuwiesen-Lebensräume nicht kompensieren.

Herbst- und Sommermahd

Diese Pflegeform entspricht der herkömmlichen Bewirtschaftungsweise, die in der Grünlandwirtschaft angewendet wurde, wenn schlechte Heuernten durch vermehrte "Moosheu"ernte ausgeglichen werden mußten. Zu den Auswirkungen auf die Streuwiesenflora bei diesem Turnus - verglichen mit der Herbstmahd - fehlen bisher dokumentierte Untersuchungen. Gegen Sommerschnitt empfindliche Arten dürften jedoch auf Dauer bei diesem Termin - verglichen mit Herbstmahd - deutlich benachteiligt sein. Dies gilt sowohl für (erwünschte) hochwertige Streuwiesenpflanzen als auch für Problempflanzen der Streuwiesenpflege wie Schilf und Mädesüß, denen der frühe Schnitt zusetzt (vgl. Kap. 2.5.1.2. S. 247).

Eine Artenverarmung der Streuwiesentierwelt ist bei dieser Pflegeform - wie bei alleiniger Sommermahd - nur zu vermeiden, wenn zugleich eine räumliche Rotation stattfindet. Dies sei an einem Beispiel verdeutlicht: Findet der Lungenezian-Ameisenbläuling nach erfolgter Sommermahd keine belegbaren Wirtspflanzen vor, oder wurden die bereits abgelegten Eier mit dem Mähgut abtransportiert, führt dies unweigerlich zum Zusammenbruch der Population, wenn nicht auf anderen Flächen ebenfalls für die Art geeignete (siehe Kap. 1.5.2.4) Bestände von *Gentiana pneumonanthe* oder *Gentiana asclepiadea* vorhanden sind, auf denen eine ungestörte Entwicklung bis Ende September möglich ist!

Extensive Beweidung / Sommermahd bzw. extensive Beweidung / Herbstmahd

Auch diese Pflegekombinationen sind an herkömmliche Nutzungsweisen angelehnt, die insbesondere im nordbayerischen Raum bis in neuere Zeit gebräuchlich (SCHNEIDER 1990; MACK, SCHARF, KÜSPERT, 1992, mdl.) waren.

In Bereichen mit trittbedingten Bodenverwundungen vermag sich die Vegetation in den zwischengeschalteten Mahdjahren zu regenerieren. Der Schnitt wirkt auf den Pflanzenbestand homogenisierend und schwächt die "Weideunkräuter". Dies gilt insbesondere für giftige und/oder stachelige Pflanzen wie *Veratrum album* und *Cirsium palustre*. Pflanzen mit ausgesprochenen Fraßschutzeinrichtungen sind zu meist deshalb besonders mahdempfindlich, weil bei

ihnen das Vermögen verkümmert oder gar nicht erst entwickelt ist, mechanische Verletzungen durch Triebneubildungen zu kompensieren (vgl. GRAD-MANN 1950: 212).

Die Wirkung mit extensiver Beweidung kombinierter Herbstmahd auf die Fauna unterscheidet sich mutmaßlich nicht wesentlich von der regelmäßiger Beweidung.

Die Kombination Beweidung/Sommermahd führt allerdings wegen der durchgehend frühzeitigen Nutzung zur Veränderung bzw. Verarmung der typischen Streuwiesen-Lebensgemeinschaft.

Spätblühende Pflanzen und Kleintierarten mit später phänologischer Entwicklung (siehe Kap. 2.1.2, S. 210) haben kaum noch Überlebenschancen. Nach diesem Verfahren gepflegte Streuwiesenflächen weisen für blütenbesuchende Insektenarten und Früchtenutzer sehr ungünstige Bedingungen auf.

Mulchen/Herbstmahd, Mulchen/Sommermahd, Mulchen/Brache

Besonders die letzte Variante kann wegen fehlender Nährstoffexporte auf wüchsigen Standorten zu Eutrophierungserscheinungen führen.

Eine sehr hohe Schädigung der Insektenfauna ist besonders zu erwarten, wenn das Mulchen großflächig in einem Pflegegang über den ganzen Moorbiotop erfolgt. In besonderem Maße gilt dies für die Kombination mit Sommermahd (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184).

Räumliche Rotation

Unter räumlicher Rotation wird verstanden, für bestimmte Pflegeverfahren wie dem Sommerschnitt von Jahr zu Jahr die Flächen zu wechseln. Der Zweck der Rotation besteht darin, mit den nachteiligen Auswirkungen einer Pflegemethode eine konkrete Fläche nicht zu stark zu belasten. Kontrollierte Untersuchungen zu den Auswirkungen der Rotationspflege liegen bisher nicht vor.

Kontrollierte Brache

Unter "Kontrollierter Brache" wird das Einschleichen von höchstens einigen Brachejahren verstanden, die abgebrochen werden, sobald stark degradierend wirkende Sukzessionsprozesse wirksam werden. Zweck der Kontrollierten Brache ist es, spätblühenden und spätfruchtenden und zugleich nur mäßig bracheempfindlichen Streuwiesenpflanzen wie *Gentiana asclepiadea* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) die Ausbreitung zu ermöglichen. Zugleich werden Kleintierarten begünstigt, deren Überwinterungshabitate durch die übliche Herbstmahd zerstört werden.

Die Auswirkungen kurzzeitiger Brache, die somit auch bei der Anwendung der Kontrollierten Brache zu erwarten sind, werden im Kap. 2.2.1.3 (S. 221) dargestellt.

2.1.1.9 Auswirkungen der bei der Streumahd verwendeten Geräte

Die ehemalige Streuernte mit Sense, Heurechen und Heugabel ist heute weitgehend durch motorgetriebene Techniken ersetzt. Vor allem das Sammeln und

Laden geschieht häufiger von Hand, wenn schwer beladene Ladewagen nicht einsetzbar sind. Für den Mähvorgang sind hauptsächlich Balkenmäher als handgeführte Einachser (für kleine und sehr nasse Flächen) und an den Traktor angebrachte Doppelmesser- bzw. Kreiselmäherwerke (für größere Flächen) im Einsatz. Seltener werden allradgetriebene Mähfahrzeuge und Mähraupen verwendet. Die Boden Anpassung dieser Geräte unterscheidet sich je nach Arbeitsbreite und Ausführung nicht wesentlich von der Boden Anpassung bei der Sensenmäh (WIEDEMANN 1992, mdl.). Durch eine (zu) tiefe Einstellung des Mähwerks werden Gräserbulte u.U. so stark "abrsiert", daß im Folgejahr Kahlstellen entstehen können.

Auswirkungen von Mulchgeräten

Durch Mulchgeräte wie Schlegelmulcher werden Blattrosetten und Grashorste unter Umständen sehr stark zermalmt. Wenn sich auch kleinere Kahlstellen meist rasch regenerieren (vgl. die Dauerbeobachtungsflächen im NSG Ellbach und Kirchseemoor; AURICH 1987), ist doch zumindest die Möglichkeit zur Einwanderung von schwer zu entfernenden Fremdarten (z. B. Goldruten) oder Gehölzen erhöht (vgl. VOSER-HUBER 1983, zit. in EGLOFF 1984).

Auf die Nachteile des Einsatzes von Mulchgeräten für die Kleintierfauna wurde bereits in Kap. 2.1.6 aufmerksam gemacht (vgl. auch OST 1979 und LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"). Zu den direkten Verlusten durch Tötung tritt der im Vergleich zur Mäh radikalere Nahrungszug für phytophage Kleintiere, da hier auch z.T. die Blattrosetten und Grundblätter mit entfernt werden und als Nahrungsquelle ausfallen.

Eine Verschärfung der Nahrungsverknappung tritt auch ein, wenn bei der Mahd ein tief angesetzter Schnitthorizont gewählt wird.

Auswirkungen überhöhter Auflast

Im Extremfall wird die Vegetationsdecke durch Einsinken und Steckenbleiben der Fahrzeuge ("Verhocken") zerstört. Danach bilden sich häufig artenarme Pionier- und Störgeellschaften aus, gelegentlich entstehen bei oligotrophen bis mesotrophen Standortverhältnissen in tiefen Fahrspuren bei +/- kontinuierlicher Durchnässung des torfigen Substrats auch Pioniergesellschaften (NANOCYPERION) mit *Cyperus flavesens* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) und *Triglochin palustre*, an lehmigen Stellen oft mit *Cyperus fuscus*, *Isolepis setacea*, *Carex distans*, *Blysmus compressus*, *Juncus compressus*, *Centaureum pulchellum* und *Trifolium fragiferum*.

In Übergangsmooren werden nasse Fahrspuren gerne von *Rhynchospora alba* und *Rhynchospora fusca* besiedelt, gelegentlich treten an solchen Stellen auch *Lycopodiella inundata*, *Drosera intermedia* und *Utricularia minor* hinzu.

Die entstehenden Kleinstrukturen ermöglichen zahlreichen Tierarten erst die Besiedlung der Streuwiesen-Lebensräume. Beispiele für Tierarten, die von kleinräumiger Standortvielfalt profitieren, wurden in Kap. 2.1.4 gegeben. Tiefere, bis in den Som-

mer hinein wassergefüllte "Mähschlenken" können außerdem von wasserlebenden Kleintieren besiedelt werden (Wasserkäfer, Libellenlarven z.B. der Gefleckten Smaragdlibelle oder der Gebänderten Heide libelle, Amphibienlarven), die ihrerseits das Nahrungsangebot für Vögel der Streuwiesen-Lebensräume bereichern.

2.1.2 Zusammenfassung und Bewertung (Bearbeitet von B. Quinger)

Jede Pflegemethode muß sich zunächst einmal daran messen lassen, ob sie überhaupt geeignet ist, den dauerhaften Erhalt der zu pflegenden Pfeifengras-Streuwiesen, Kopfbinsen-, Haarbinsen-, Kleinseggenrieder und Großseggen-Streuwiesen zu gewährleisten. In Kapitel 1.7 ist bereits herausgestellt worden, welche Zustände und Abläufe in Streuwiesen die Pflege aufrechterhalten muß:

- Verhinderung von Verbuschung, Verfilzung und Verhochstaudung;
- Die Sicherung des spezifischen Wasserhaushaltes, den eine Streuwiesen-Lebensgemeinschaft besitzt (vgl. Kap. 1.3.2);
- Die Verhinderung der allmählichen Aufdüngung des Standorts.

Die Einlösung der Kernziele 2 und 3 setzt außer einer entsprechend abgestimmten Bestandespflege ggfs. trophische und hydrologische Pufferungen voraus (vgl. Kap. 2.4, S. 232). Letztlich verdient nur eine Behandlung von Streuwiesen die Bezeichnung "Bestandeserhaltende Pflege", die alle drei Maßgaben beherzigt. Zu diesem Zweck kann es sinnvoll und erforderlich sein, zwei oder sogar mehrere Pflegeformen miteinander zu kombinieren.

Einen hohen Stellenwert bei der Biotoppflege nehmen heute die Belange des Artenschutzes ein. Die Pflegekonzeptformulierung zu Streuwiesen-Gebieten wird heute deshalb häufig nach seltenen und zugleich attraktiven Arten ausgerichtet. Dagegen ist prinzipiell nichts einzuwenden, solange darauf geachtet wird, daß die drei Grundmaßgaben der Streuwiesenpflege nicht aus dem Auge verloren werden.

Vielfach geschieht die Auswahl der Pflegemethode ausschließlich nach dem Gesichtspunkt, jede unmittelbare Beeinträchtigung von einer mehr oder weniger willkürlich ausgewählten Zielart fernzuhalten. Mindestens ebenso wichtig und oft zielführender ist es jedoch, eine Pflegeform daraufhin zu bewerten, ob sie sich dazu eignet, Problemarten in Schach zu halten, die mit ihrer Ausbreitung die Degradation oder sogar die allmähliche Zerstörung der Streuwiesen-Lebensgemeinschaft herbeiführen. Es muß sichergestellt sein, daß eine Pflege stattfindet, die auf die Erhaltung der gesamten Streuwiesen-Lebensgemeinschaft abzielt.

Das Dilemma, das sich aus dem Vorkommen mehrerer stark bedrohter Arten auf einer Fläche ergibt, die in ihren Pflegebedürfnissen konträr zueinander gelagert sind, tritt heute vor allem bei der Pflege stark geschrumpfter und zersplitterter Restflächen ehemals viel ausgedehnter Streuwiesen-Lebens-

räume offen zutage. Letztlich ist der Erhalt des Gesamtarten-Inventars der Streuwiesen-Lebensgemeinschaften nicht auf kleinen Restflächen möglich. Nur auf ausreichend großen Flächen kann das, insbesondere für eine reiche Fauna erforderliche Nebeneinander verschiedener Strukturtypen und auch Sukzessionsstadien mit Erfolg angestrebt werden.

Eine Landschaftspflege, die über den bloßen Artenschutz hinaus auch die Aspekte der Landeskultur und des Erhalts typischer Landschaftsbilder im Auge behält, wird von vorneherein die Pflegeformen bevorzugen, die sich an die traditionelle Nutzung der Moorbiesen, Riedwiesen, Moorweiden, Hangquellmoore usw. anlehnt. Das Ziel, produktive Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen in ihren traditionellen Nutzungsstrukturen zu erhalten, wird sich nur mit alljährlicher, nicht vor Anfang Oktober durchgeführter Herbst- oder Spätherbstmahd realisieren lassen. Nichts anderes gilt für die Erhaltung der Moorweiden. Locker bestockte Moorweidegebiete, wie sie noch in der Allmendeweide bei Fronreiten im südwestlichen Lkr. Weilheim studiert werden können, und die Pflegeform "Rinderbeweidung" gehören untrennbar zusammen. In diesem Zusammenhang stellen sich folgende Fragen:

- Wie muß die Herbstmahd im einzelnen durchgeführt werden, um ein Maximum der Pflegeziele zu erreichen? Bei welchen Sonderfällen muß vorübergehend zeitiger gemäht werden? Mit welchen Geräten ist die Mahd durchzuführen? In welchem Umfang sind Brache-Inseln zu dulden usw.?
- Wie muß die Rinderbeweidung im einzelnen praktiziert werden?

Die Grundpflegeform wird durch die Gebietstraditionen häufig schon vorgegeben. Die gilt auch für die im nördlichen Bayern auf Ried- und Moorbiesen praktizierte Heumahd. Die nachfolgende Bewertung der Pflegeformen zielt deshalb weniger auf Globalurteile als vielmehr darauf ab, die wichtigsten Durchführungsalternativen dieser Grundpflegeformen in den Vordergrund zu rücken und daraufhin zu beurteilen, welche Pflegeziele sich mit ihnen erreichen lassen. Mit Ausnahme des Abflämmens läßt sich über keine der im Kapitel 2.1.1 vorgestellten Pflegeformen ein Pauschalurteil fällen wie "ist rundheraus abzulehnen" oder "ist unterschiedslos von Vorteil". Bei der Besprechung der Pflegeformen und Pflegeverfahren wird dieselbe Reihenfolge wie im Kapitel 2.1.1. eingehalten.

Herbstmahd

Die regelmäßig im Oktober oder November durchgeführte Herbstmahd ist die Bewirtschaftungsform der Pfeifengraswiesen, Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder, die die typischen Streuwiesen-Lebensgemeinschaften erzeugt. Insbesondere mit mittel- und hochwüchsigen Schaftstauden wie *Cirsium tuberosum*, *Serratula tinctoria*, *Selinum carvifolia*, *Gentiana asclepiadea*, *Swertia perennis*, *Iris sibirica* angereicherte Streuwiesen behalten bei Mahd-Management ihren Reichtum an diesen sich spät entwickelnden Streuwiesenarten auf Dauer nur bei,

wenn die Mahd spät durchgeführt wird. Frühschnitte im August unterbinden nicht nur die generative Fortpflanzung dieser Arten, sondern mutmaßlich ebenso die spätsommerliche und frühherbstliche Nährstoffrückverlagerung, wie es für die Hauptbestandbildner der Streuwiesen wie den Pfeifengras- oder den Kopfried-Arten nachgewiesen ist (vgl. Kap. 2.1.1.1 und 2.1.1.2, S. 181 ff.).

Mindestens ebenso wichtig ist eine späte Durchführung der Mahd für die "Streuwiesen-Charakterarten" unter den einheimischen Insektenarten. Sie vollenden ihre Entwicklungszyklen erst spät im Jahr wie der Ameisenbläuling oder die an spät fruchtenden Streuwiesenpflanzen gebundenen Samennutzer (vgl. Kap. 2.1.1.1, S. 181). Eine zeitig angesetzte Mahd führt zu drastischen Rückgängen dieser Arten.

Aus diesem Sachverhalt darf nicht die Schlußfolgerung gezogen werden, daß die Herbstmahd generell die geeignetste Pflegemethode von Streuwiesen darstellt.

Die Herbstmahd eignet sich nicht zur Zurückdrängung von Problempflanzen wie der Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) oder des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigeios*) (vgl. Kap. 2.5.1.2.3 und 2.5.1.2.4, S. 249 ff.). Sollen übermäßige Dichten des Schilfs in Überflutungs-Streuwiesen behoben werden, so zeigt ein im Spätsommer oder Frühherbst vorgenommener Schnitt, solange das Schilf noch grün ist, größere Wirkung als der Herbstschnitt (vgl. Kap. 2.5.1.2.5, S. 249).

Sollen Aushagerungen von Streuwiesen, die Anzeichen von Eutrophierungen erkennen lassen, herbeigeführt werden (vgl. Kap. 2.3.2, S. 226), so sind ebenfalls stärkere Entzüge bei einem frühen Schnittzeitpunkt zu erwarten. Allerdings ist trotz erhöhter Entzüge zunächst eine Förderung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes auf Kosten von Streuwiesenarten nicht auszuschließen, da diese durch den (spät)sommerlichen Schnitt im Unterschied zu den typischen Streuwiesenarten nicht geschädigt werden.

Bei einigen typischen Kleintierarten der Streuwiesen-Lebensräume ist das Überleben auch bei einem späten Herbstschnitt nicht gewährleistet. So kann zum Beispiel der Abbiß-Schneckenfalter, der Raupen-Überwinterungsgespinnste in bis zu 20 cm Höhe über dem Boden anlegt, nur überleben, wenn einzelne Streuwiesenbereiche von der Mahd ausgespart bleiben. Sollen auf solche Frühbrache-Stadien angewiesene Tierarten erhalten werden, so ergibt sich die Anforderung, einzelne Streuwiesenbereiche von der Herbstmahd auszusparen.

Sommermahd

Unter "Herbstmahd" wurde schon angesprochen, daß sich einige Pflegeziele besser mit Sommermahd als mit Herbstmahd realisieren lassen:

- die Zurückdrängung von Problemarten wie *Solidago spec.* und *Calamagrostis epigeios*;
- das Beheben starker Verschilfungen in Streuwiesen;

- der Entzug von Nährstoffen erfolgt bei (spät)sommerlicher Mahd in einem Zeitraum, in dem die Vegetationsdecke noch grün und noch nicht verstroht ist wie im Herbst. Durch Eutrophierung beeinträchtigte Streuwiesen (vgl. Kap. 2.3.2, S. 226) lassen sich durch vorübergehenden Sommerschnitt rascher aushagern als bei Anwendung des Herbstschnittes.

Wenn diese Störzustände beseitigt werden sollen, stellt die (spät)sommerliche Mahd mithin gegenüber der Herbstmahd die geeignetere Pflegemethode dar. Über die Beseitigung von Störzuständen hinaus gibt es durchaus einige Gesichtspunkte, die für einen frühen Schnitt sprechen.

Niedrigwüchsige, bereits im Frühling und im zeitigen Frühsommer blühende Rosetten- und Horstpflanzen wie *Primula farinosa*, *Gentiana clusii*, *Aster bellidiastrum*, *Ranunculus montanus*, *Pinguicula spec.*, auch einige ausläufertreibende Kleinsseggen-Arten wie *Carex panicea* werden durch einen (spät)sommerlichen Schnitt begünstigt. Die Hauptbestandbildner in den Streuwiesen werden in ihrer Vitalität geschwächt und müssen daher den niedrigwüchsigen Arten einen Teil ihrer Wuchsräume abtreten. In Streuwiesenpartien,

- die in ihrer Wertigkeit in erster Linie von den Frühjahrsblühern bestimmt werden oder
- in denen die Frühjahrsblüher wieder gezielt gefördert werden sollen (z.B. durch Wiederaufnahme der Pflege nach langjähriger Brache),

läßt sich zumindest mit einer vorübergehenden Durchführung der Sommermahd das Pflegeziel, diese Artengruppe zu fördern, eher realisieren als mit fortgesetzter Anwendung der Herbstmahd.

Auf die Fauna der Streuwiesen-Lebensräume, aber auch auf die spät ihren Entwicklungszyklus abschließenden Streuwiesenpflanzen wirkt sich die (spät)sommerliche Mahd stark schädigend aus. Im Unterschied zur Herbstmahd, die für Streuwiesen-Lebensräume als das Standard-Pflegeverfahren gelten kann, beschränkt sich die Anwendung der (spät)sommerlichen Mahd auf die vorstehend genannten Sondersituationen.

Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung

Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung führt zu einer Umwandlung der Streuwiesen-Bestände in artenreiches Feuchtgrünland und stellt eine Umwandlung nach dem Art. 6d1 BayNatSchG geschützter Flächen dar, so daß Genehmigungen von den zuständigen Naturschutzbehörden für derartige Maßnahmen vorliegen müssen.

Extensiv gedüngte Moorwiesen können wegen ihres Blütenreichtums (*Polygonum bistorta*, *Cirsium rivulare*, *Trollius europaeus*, *Sanguisorba officinalis* u.a.) dennoch von hohem Wert sein. Da Mistdüngung betriebswirtschaftlich wenig lohnt bzw. Mist wegen ausschließlicher Schwemmenmistung in vielen landwirtschaftlichen Betrieben nicht mehr vorhanden ist, sind diese Wiesentypen heute vielerorts seltener als Streuwiesen.

Ob an Stellen, an denen noch reichlich Streuwiesen vorhanden sind, jedoch starke Defizite an artenreichen CALTHION-Wiesen bestehen, eine Umwandlung einiger Streuwiesen in Frage kommt, bedarf der sorgfältigen gutachterlichen Einzelfallbewertung.

Beweidung durch Rinder

Die Rinderbeweidung zur Pflege von Moor- und Streuwiesenbereichen bietet sich vor allem dort als Pflegealternative zur Streumahd an, wo die Moorbeweidung bis in die Gegenwart hinein als traditionelle Bewirtschaftungsform ausgeübt wurde. Da sich die Rinderweide nur noch ausnahmsweise in der traditionellen Form als Triftweide durchführen läßt, ist sie als Pflegeform von Ried- und Moorbereichen nur eingeschränkt geeignet. Bei Standkoppelweide ergeben sich auf den beweideten Flächen stärkere Trittbelastungen und damit häufig stärkere Schädigungen als bei den früher üblichen Triftweideverfahren. Die Trittlöcher stellen günstige Keimbetten für Gehölze dar.

Schwierigkeiten bereitet zudem die Bereitstellung geeigneter Rinder-Rassen. Von den heute verbreiteten Hochleistungsrassen läßt sich nur das Jungvieh auf streuwiesenartigen Vegetationsbeständen ohne Zufütterung aufstellen. Ansonsten muß auf anspruchslose Rassen wie Murnau-Werdenfelder oder ursprüngliche Schläge des Braunviehs zurückgegriffen werden, die jedoch kurzfristig wegen ihrer Seltenheit nicht verfügbar sind. Von den ausländischen Rassen sind grundsätzlich das Schwedische Fjällrind und das schottische Galloway-Rind zur Beweidung von magerrasen- und streuwiesenartigen Vegetationsbeständen geeignet. Galloway-Rinder vermögen sogar die Regeneration von kurzrasigen Moorweiden aus vollkommen verfilzten *Molinia*-Brachen zu bewerkstelligen, da sie extrem eiweißarme Gras-Phytomasse und sogar die abgestorbene Nekromasse verzehren.

In Koppelweiden haben sich kurze Besatzzeiten (4 Wochen im Jahr) bei relativ hoher Besatzdichte (ca. 1,5 GVE) besser bewährt als niedrige Besatzdichten kombiniert mit sehr langen Weidezeiträumen. Moorweiden lassen sich bei Koppel-Umtriebsweide im Montanbereich anscheinend mit einer ca. 3-wöchigen Julibeweidung durch geeignete Rinder und einer 1-2 wöchigen Nachweide im Herbst bei ca. 1,5 GVE erhalten.

Abflämmen

Das Abbrennen ist nur sehr eingeschränkt tauglich zur Beseitigung von Gehölzen wie *Frangula alnus*. Durch vorhergehende Brache erzeugte Streufilzdecken können durch Abbrennen beseitigt werden. Als "heiße Feuer" kann es erhebliche Stickstoff-Entzüge herbeiführen.

Dennoch eignet sich das Abflämmen nicht zur Erhaltung bzw. zur Regeneration von Vegetationsbeständen, die den gemähten Streuwiesen ähneln. Es bilden sich artenarme Dominanzbestände des Pfeifengrases, die wenig mit dem Bild einer blütenreichen Streuwiese gemeinsam haben. Gefördert werden zudem das Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), auf

trockeneren Kalk-Pfeifengraswiesen die *Brachypodium*-Arten.

Das Abbrennen ließe sich allenfalls als einmalige Primärpflegemaßnahme zur Beseitigung von Streufilzdecken auf Streuwiesenbrachen einsetzen, es scheidet jedoch aus naturschutzfachlichen und rechtlichen* Gründen als Pflegemethode zur Erhaltung der Streuwiesen aus. Selbst der begrenzte Einsatz des Abbrennens zur Beseitigung von Streufilzdecken auf Streuwiesenbrachen wäre mit erheblichen Durchführungsproblemen behaftet.

Mulchen

Das Mulchen kann - verglichen mit gemähten Beständen - auf Dauer zu deutlichen Aufdüngungsercheinungen führen, so daß sich mesotrophente, schnittfeste Wiesenpflanzen auf Kosten der Streuwiesenpflanzen auszubreiten vermögen. Eine derartige Reaktion ist zumindest auf Streuwiesenstandorten mit einer hohen Sorptionskapazität für P und K zu erwarten (vgl. Kap. 1.3.3).

Ein Vegetationsumbau, der von den streuwiesenartigen Vegetationsbeständen wegführt, erfolgt bei andauerndem Mulch-Management erst nach längeren Zeiträumen als bei Brache mit Folgewirkungen, die bei weitem nicht als so drastisch anzusehen sind. Bei Mangel an Pflegekapazität bietet es sich an, alternierend zur Herbstmahd das Mulchen durchzuführen, anstatt die Streuwiesenflächen brach fallen zu lassen. Die vegetations- und strukturverändernde Wirkung ist beim Wechsel Herbstmahd/Mulchen geringer als beim Wechsel Herbstmahd/Brache.

Entbuschen

Die Entbuschung ist nicht nur als "Primärpflege" von Streuwiesenbrachen obligatorisch, die wieder in die Nutzung genommen bzw. gepflegt werden sollen. Als Ergänzungspflege zur Rinderbeweidung auf Moorweiden wird das Entbuschen niemals völlig entbehrlich, da dem Verbuschungs- und Verwaltungsdruck durch bloße Beweidung nur begrenzt entgegen gewirkt werden kann.

Bloßes Entbuschen "verwachsener" Streuwiesenbrachen führt nicht zur Regeneration der Streuwiesenvegetation, da die Sukzessionsprozesse "Verfilzung" und Verhochstaudung" (vgl. Kap. 2.2.1.2.2 und 2.2.1.2.3, S. 218 ff.) dadurch in keinster Weise behindert werden. Eher ist vom Gegenteil auszugehen: plötzliche Belichtung durch Freischlagen des Standorts bei Fortbestehenlassen der Brache begünstigt in erster Linie die produktiven Brachegräser und v.a. auf mineralreichen, nicht zu nassen Streu-

wiesenstandorten die Hochstauden und leistet den Sukzessionsprozessen Verfilzung und Verhochstaudung erst richtig Vorschub. Eine großangelegte Entbuschung von Streuwiesenbrachen kann nur als ein zweckgerichteter Beitrag zur Streuwiesenpflege gelten, wenn die Folgepflege sichergestellt ist.

Soll das Ziel erreicht werden, unerwünschte Gehölze zu beseitigen, so ist insbesondere bei polykornbildenden Gehölzen wie *Frangula alnus* ein jahrelanges, zweimaliges Nachschneiden der Austriebe pro Vegetationsperiode (dritte Juni-Dekade, zweite August-Dekade) erforderlich.

Es ist eine Frage der Auswahl der zu schwendenden Gehölze, ob eine monotone Struktur oder ein abwechslungsreiches Erscheinungsbild erzeugt wird. Die komplette Abräumung von Heideflächen führt unvermeidlich zu einer Artenverarmung. Unbeabsichtigte Schädigungen können bei Entbuschungen geschehen, wenn im Grenzbereich von Streuwiesen zu genutzten Übergangsmooren Strauchbirken (*Betula humilis*) entfernt werden.

Kombinierte Pflegeverfahren und Kontrollierte Brache

Brache/Herbstmahd

Die Durchführung der Herbstmahd im zweijährigen Turnus mit Einschieben von Brachejahren stellt eine Pflegealternative für +/- artenarme, schwach produktive Kopfbinsen-, Haarbinsen- und Kleinseggenrieder dar, in denen keine hochwertige Lückenspionierarten vorkommen und eine allmähliche Verdrängung dieser Arten durch Streufilzdeckenbildung und eine verstärkte Wüchsigkeit der Hauptbestandesbildner nicht zu erwarten ist. Zahlreiche Insektenarten werden dadurch gefördert (s. Kap. 1.5).

Brache/Sommer-Futtermahd

Bietet sich vor allem in nassen, mesotrophen Überflutungs-Streuwiesen als Pflegealternative an, die wegen großer Nässe nicht jedes Jahr gemäht werden können. In trockeneren Jahren, in denen die Mahd möglich ist, bewirken frühe Mahdtermine empfindliche Schädigungen des Schilfs, das auf solchen Streuwiesenstandorten sehr konkurrenzkräftig ist.

Herbst- und Sommermahd

Nicht schematisch, sondern in Abhängigkeit vom aktuellen Zustand der zu pflegenden Streuwiesen angewandt, erscheint das Variieren von Sommer- und Herbstmahd als geeignet, um einerseits bestimmte Störzustände bekämpfen zu können, ande-

* Das Abbrennen jedweder Bodendecken auf Wiesen, Feldrainen, ungenutztem Gelände, an Hecken oder Hängen ist verboten (Art 2 Abs. 1 Nr.1 und 3 NatEG vom 29.06.1962, GVBl. S.95). Es ist außerdem verboten, im Wald oder in einer Entfernung von weniger als 100 m davon Bodendecken abzubrennen und Pflanzen oder Pflanzenreste flächenweise abzusengen (§ 29 Abs. 1 Nr.3 und 4 der Landesverordnung über die Verhütung von Bränden vom 21.04.1961, GVBl. S.136). Zum Wald gehören hier auch Heide- und Ödflächen, die mit diesem in einem räumlichen Zusammenhang stehen. Die Polizei, die Landwirtschafts- und Forstämter, die Naturschutzwacht und die Forstschutzbeauftragten sind gehalten, im Rahmen ihrer Zuständigkeit bei der Ermittlung und Verfolgung von Zuwiderhandlungen mitzuwirken (Bekanntmachung des StMLU vom 30.07.1990, Nr. 7879-618-23490, AllMBI. 19/90, S. 720).

rerseits aber die Schädigungen für die Streuwiesenarten in Grenzen zu halten.

Extensive Beweidung/Herbstmahd

Das Einschleichen von Mahden auf Moorweiden ist angezeigt, wenn der Überhandnahme von Weideunkräutern entgegengewirkt werden soll.

Mulchen/Herbstmahd, Mulchen/Sommermahd, Mulchen/Brache

Mulchen stellt lediglich im Wechsel mit Herbstmahd eine akzeptable Pflegealternative dar. Da der Mulchschnitt im August durchgeführt werden muß, schädigt die Kombination Mulchen/Sommerschnitt auf Dauer stark die gegen frühen Schnitt empfindlichen Arten. Bei der Kombination Mulchen/Brache erfolgen keine Nährstoffentzüge; vor allem auf Standorten mit einem hohen Sorptionsvermögen sind Aufdüngungswirkungen zu erwarten.

Räumliche Rotation

Für die Erhaltung der Fauna eines Streuwiesen-Gebietes bieten Pflegeverfahren mit räumlicher Rotation entscheidende Vorteile. Sie reduzieren das Risiko, daß Arten bzw. Artengruppen, die durch die Anwendung einer Pflegemethode beeinträchtigt werden, in einem Streuwiesen-Komplex völlig aussterben. Selbst bei lokalen Extinktionen besteht so die Chance der Wiederbesiedlung (vgl. Kap. 4.2.2.2). Vor allem die flächendeckende Anwendung der Pflegevarianten mit früher Mahd oder bis in den Hochsommer anhaltender Beweidung kann zum Ausfall vieler charakteristischer Streuwiesenarten führen.

Kontrollierte Brache

Kontrollierte Brache kann eine sinnvolle Ergänzungspflege in Schutz- und Pflegegebieten darstellen, deren offene Rasenflächen größtenteils gemäht werden. Das vorübergehende Aussparen von Teilflächen (z.B. im Randbereich zu Gebüsch oder Wäldern) aus der Mahd garantiert die Fruchtbildung bei Spätblüherern wie *Gentiana asclepiadea*, die selbst auf erst im Oktober gemähten Flächen nicht gewährleistet ist. Die jungen Brachezustände bieten zudem verschiedenen Insektenarten Überwinterungshabitate wie Hohlstengel usw., die den gemähten Flächen fehlen.

Sollen Flächen, auf denen die Kontrollierte Brache ausgeübt wird, nicht als Offenflächen verloren gehen, so muß die Auflassungsdynamik je nach einsetzender Sukzessionsdynamik nach 4-5, spätestens nach 10 Jahren abgebrochen werden.

Bei der Streumahd verwendete Geräte

Auf die Eignung verschiedener für die Streuwiesenpflege einsetzbarer Geräte wird ausführlich in Kapi-

tel 5.1 eingegangen, so daß sich Bewertungen an dieser Stelle erübrigen.

2.2 Ungelenkte Entwicklung / Brache

(Bearbeitet von B. Quinger,

Fauna-Teile von M. Bräu)

Wenn die menschlichen Nutzungen auf den Streuwiesen aufhören, oder sie ein erforderliches Minimum unterschreiten, werden Sukzessionsprozesse in Gang gesetzt, die langfristig zu einer Bewaldung, bei bestimmten Streuwiesentypen aber auch zur Entstehung von Röhrichten oder in seltenen Fällen auch zur Entwicklung von Torfmoosdecken als vorläufige Dauergesellschaft führen können. In diesem Kapitel werden die Entwicklungen beschrieben, erklärt und schließlich bewertet, die sich auf brachgefallenen Streuwiesen vollziehen.

Das "Brachekapitel" 2.2 umfaßt drei Unterkapitel. Im **Kapitel 2.2.1** erfolgen beschreibende Darstellungen der wichtigsten Sukzessionsprozesse auf Streuwiesenbrachen, mit Erläuterung der Auswirkungen auf die Vegetation und auf den Standort. Soweit möglich, wird auf die kausalen Zusammenhänge eingegangen. Aus der Sicht des praktischen Naturschutzes und der Landeskultur ist es notwendig, die möglichen Sukzessionsreihen zu erkennen, ihre einzelnen Stadien und Phasen* zu erfassen und zu bewerten, um Pflegestrategien für Streuwiesen und Streuwiesen-Lebensräume entwickeln zu können. Eine genaue Kenntnis der Sukzessionsprozesse und ihrer Auswirkungen auf Streuwiesenbrachen ist erforderlich, um gegebenenfalls rechtzeitig die Pflege wiederaufzunehmen, bevor Entwicklungen in Gang gekommen sind, die nur noch unter großen Schwierigkeiten und großem Zeitaufwand wieder rückgängig gemacht werden können.

Das nachfolgende **Kapitel 2.2.2** (S. 222) beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Brache auf die Fauna, im **Kapitel 2.2.3** (S. 224) erfolgt eine Bewertung der Brache.

2.2.1 Verlauf der Sukzession / Auswirkungen auf Vegetation und Standort

Dieses Kapitel beginnt mit allgemeinen Anmerkungen zur Dynamik von Sukzessionsvorgängen auf brachgefallenen Streuwiesen (**Kap. 2.2.1.1**). Anschließend werden die wichtigsten Sukzessionsprozesse in Streuwiesen-Lebensräumen kurz beschrieben und soweit möglich, kausal erläutert (**Kap. 2.2.1.2**, S. 215). Das dritte Unterkapitel (**Kap. 2.2.1.3**, S. 221) wendet sich der für die Naturschutzpraxis wichtigen Fragestellung zu, wie sich kurzzeitige Brache auf Flora und Vegetation auswirkt.

* WESTHUS (1981) schlägt vor, als Stadien die mehr oder weniger stationären Momente im Lauf der Sukzession, d.h. ihre vorübergehenden, scheinbar stabilen Beharrungszustände, dagegen als Phasen die zwischen den einzelnen Stadien auftretenden dynamischen Momente des Sukzessionsablaufs zu bezeichnen. Zum besseren Verständnis des Textes werden diese Begriffe im Sinne der Definition von WESTHUS verwendet.

2.2.1.1 Allgemeine Merkmale der Sukzessionsvorgänge in brachgefallenen Streuwiesen

Betrifft man eine brachgefallene Streuwiese, auf der Sukzessionsvorgänge bereits deutlich erkennbar eingesetzt haben, so beobachtet man häufig kein diffus-gleichmäßiges, sondern ein eher heterogenes Bild. Charakteristisch sind zunächst einzelne, später zahlreiche "Sukzessionskerne", auf denen sich bereits ein weitgehender Umbau der Vegetation vollzogen hat. Diese "Sukzessions-Kerne" (zum Beispiel Verwaldungs- und Verbuschungskerne, Hochstauden-Polykormone) stehen im unregelmäßigen Wechsel mit Flächen, die von dem schon eingetretenen Sukzessionsgeschehen weniger oder (scheinbar) nicht berührt sind. Weiterhin fällt auf, daß die Sukzession sich häufig in mehrere Richtungen bewegt und ihr Verlauf sich daher zunächst als sehr uneinheitlich präsentiert.

Der häufig feststellbare mehrgleisige Verlauf des Sukzessionsgeschehens kann allgemein als ein grundlegender Wesenszug der Sukzessionsdynamik auf brachgefallenen Halbtrocken- u. Magerrasen sowie nicht zu nassen Streuwiesen gelten. Vom Ausgangsstadium entwickeln sich bei Brache häufig verschiedene Zwischenstadien, die KIENZLE (1979) als "fakultativ" bzw. "vikariierend" einstuft (vgl. auch HAKES 1987: 37). Gelegentlich kann es zu Überlagerungen der einzelnen Sukzessionsprozesse kommen (z.B. Überlagerung der Grauweiden- u. Mädesüß-Ausbreitung, s. hierzu z.B. GIGON & BOCHERENS 1985: 58). Die Aufspaltung der Sukzessionslinien aus dem Ausgangsstadium bezeichnet KIENZLE (1979) als **Divergenz**, ihr späteres Zusammenlaufen in ein Sammelstadium (z.B. der Schlußgesellschaft) als **Konvergenz**.

Weniger kompliziert stellt sich der Sukzessionsverlauf häufig auf nassen und zugleich mesotrophen Streuwiesenbrachen in Überflutungsmooren dar: hier gewinnt die **Verschilfung** auf der gesamten Fläche von Anbeginn an so stark die Oberhand, daß sich die Brachfläche oft schon nach zwei bis drei Jahren kaum mehr physiognomisch von den echten Röhrichten abhebt. Die Sukzession wird zumeist von wenigen Arten bestimmt, die bei Brache eine hohe Konkurrenzkraft entwickeln und den Umbau der Vegetationsdecke hauptsächlich verursachen. Auf den Streuwiesenbrachen handelt es sich um Gehölze wie Faulbaum, Grauweide, Moorbirke, gelegentlich auch Schwarzerle oder Kiefer und Fichte, um eine Handvoll Hochstauden des Verbandes FILIPENDULION, in bestimmten Regionen auch um Torfmoose, die die Vegetationsdynamik auf mittlere Sicht bestimmen. Sehr wichtig für den Fortgang der Sukzession ist ferner das Verhalten der Hauptbestandsbildner der Streuwiesen wie *Molinia caerulea* oder *Schoenus ferrugineus* im Brachefall.

2.2.1.2 Die wichtigsten Sukzessionsprozesse auf Streuwiesenbrachen

Nachfolgend werden die wichtigsten Sukzessionsprozesse beschrieben, die in brachgefallenen Streu-

wiesen-Lebensräumen Bayerns wirksam werden. Als grundlegende Sukzessionsprozesse, die der Streuwiesenvegetation auf Dauer die Existenzgrundlage entziehen, müssen hervorgehoben werden:

- **Verbuschung und Verwaldung**, also das Eindringen und Aufwachsen von Sträuchern und Bäumen in offenen Rasenflächen (Kap. 2.2.1.2.1, S. 215);
- **Verfilzung und Verbultung**, die auf den vormaligen Streuwiesenflächen den Boden verdämmen und Streufilzdecken entstehen lassen und die Streuwiesenvegetation an Artenreichtum stark verarmen läßt (Kap. 2.2.1.2.2, S. 218);
- **Verhochstaudung** mit Arten des Verbandes FILIPENDULION (Kap. 2.2.1.2.3, S. 220);
- **Verhochstaudung** mit Solidago-Polykormonen (Kap. 2.2.1.2.4, S. 220);
- **Verschilfung**, die mit einer Entstehung von "Pseudoröhrichten" (vgl. KLÖTZLI 1986: 351) verbunden ist (Kap. 2.2.1.2.5, S. 220);
- **Vergrasung** mit dem Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*; Kap. 2.2.1.2.6, S. 221);
- **"Verhochmoorung"**, unter der die Ausbreitung von ombrotrophanten Torfmoosarten auf Streuwiesenbrachen (vgl. RINGLER 1977: 66) verstanden wird (Kap. 2.2.1.2.7, S. 221).

2.2.1.2.1 Verbuschung und Verwaldung

2.2.1.2.1.1 Allgemeine Darstellung

Die streugentutzten Moor- und Naßstandorte sind - von nassen Steifseggen- und Fadenseggen-Streubeständen einmal abgesehen - allesamt waldfähig: dies gilt für trockene MAGNOCARICION-Standorte, auch Kleinseggenrieder sind zumeist bewaldungsfähig (KLÖTZLI 1978: 185). Lediglich Kopfried-Sicker-rasen mit starker Quellschüttung können als gehölzfeindlich (vgl. LUTZ 1959: 62) gelten. Pfeifengraswiesen mit ihren tiefen mittleren Grundwasserständen (vgl. Kap. 1.3.2.3) sind uneingeschränkt waldfähig. Die Bewaldung kann dort allerdings mittelfristig durch konkurrierende Sukzessionsprozesse wie Verfilzung und Verhochstaudung über Jahre oder sogar Jahrzehnte hinauszögert werden. Eine Übersicht über die Gehölztypen, die auf Streuwiesenstandorten die potentielle natürliche Vegetation bilden, vermittelt die Tab. 2/4 (S. 216).

Die Bewaldungsgeschwindigkeit brachliegender Streuwiesen hängt in erster Linie von der **Nässe des Standorts** ab. Nach KLÖTZLI (1978: 188) brauchen nasse, noch waldfähige Streuwiesen länger als zehn Jahre, bis Büsche oder Bäume in nennenswerter Weise die Physiognomie der Fläche bestimmen, während trockene, auch torfige MOLINION-Standorte sich schon nach drei bis fünf Jahren in einem deutlich verbuschten Zustand zeigen können. Für das Gedeihen von Holzarten auf Moorböden reicht es aus, wenn die oberste Torfschicht von 30 cm gut durchlüftet wird. Die Bestandsbildner eines Übergangsmoorwaldes durchwurzeln nach LUTZ et al.

(1957) nur die obersten 10-20 cm. Steigen durch Brachlegung einer Streuwiese infolge des Verfalls oder Verstopfung der Gräben die mittleren Grundwasserstände über dieses Niveau an, so kann der Sukzessionsprozeß Verbuschung und Verwaldung stark gehemmt werden und andere Sukzessionsprozesse die Oberhand gewinnen. Streuwiesenbrachen werden in einem solchen Fall zu naß für die (Wieder)Bewaldung (vgl. PFADENHAUER 1989: 37).

Die Geschwindigkeit der Bewaldung hängt außer von der Nässe des Standorts stark von der **Struktur der Brache** ab. Niedrigwüchsige Flächen, wie beispielsweise manche Ausbildungen bodensaurer Pfeifengraswiesen, verbuschen weitaus schneller als streureiche Ausbildungen, in denen das abgestorbene Material die Bodenoberfläche von eingewehten Gehölzsamen gleichsam abschirmt (PFADENHAUER 1989: 37).

Die Verbuschung und Verwaldung kann nach BRIEMLE (1978:158 f./1981:141 f.) als schrittweises Vorrücken bestehender Gebüsch- und Baumgruppen oder als schlagartige, flächige Gehölzinvasion auf der Brachefläche erfolgen.

Das Vorrücken von Gehölzfronten geschieht vor allem, wenn zur Sproßkoloniebildung befähigte Gehölze wie der Faulbaum (*Frangula alnus*), die Grau-, Ohr- und Schwarzwerdende Weide (*Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. nigricans*), seltener auch die Schwarzerle oder die Zitterpappel (*Populus tremula*) am Sukzessionsprozess beteiligt sind. Durch Wurzelsproß-Kolonien sich ausbreitende Gehölze sind auch in der Lage, in Streuwiesenbrachen vorzustoßen, die sich bereits durch mächtige Streufilzdecken auszeichnen. Für Wurzelsprosse, die von dem Ammengehölz aus ernährt werden, stellen Streufilzdecken ein weit aus geringeres Hindernis für die Etablierung dar als für Gehölzkeimlinge.

Zur flächenhaften Invasion neigen Gehölzarten, die sich sehr gut generativ durch Windverbreitung fortpflanzen, wie zum Beispiel die Kiefer, die Fichte oder die Moor-Birke (*Betula pubescens* agg.). Masseninvasionen von Kiefern oder Birken beobachtet man häufig auf relativ trockenen, wenig verfilzten

und verhochstaudeten Streuwiesenbrachen, die sich in geringer Entfernung von Wäldern befinden. Der Distanzeffekt, wonach Samenlieferung und Ausbreitung der anemochoren Arten mit dem Quadrat der Entfernung abnehmen (vgl. HARD 1976: 14), schlägt in einem solchen Fall noch nicht stark zu Buche.

Die Disposition gegenüber Diasporen-Einflug, Standortbeschaffenheit und Struktureigenschaften (Verfilzungs- und Verhochstaudungsgrad) von Streuwiesenbrachen entscheiden mithin darüber, ob, in welchem Umfang und welcher Geschwindigkeit der Sukzessionsprozeß Verbuschung wirksam wird. Wird dieser Sukzessionsprozeß in Gang gesetzt, so verändert sich nach KLÖTZLI (1978: 189) binnen weniger Jahre die Standortqualität. Der nunmehr stärker beschattete Oberboden erfährt eine Umwandlung seines Wasser- und Nährstoffhaushaltes. Die Porosität nimmt zu und die Nährstoffe werden umgelagert bzw. im Oberboden stärker angereichert, die Stickstoff-Mineralisation wird angekurbelt. Vielfach reichen nun Nährstoffgunst und Schattigkeit zur Ansiedlung von anspruchsvollen Hochstauden oder zur Ausbreitung von Landreitgras-Polykormonen aus.

Es liegt auf der Hand, daß zunehmende Beschattung, ein verbessertes Nährstoffangebot und eine Vitalisierung der Hochstauden die lichtbedürftigen, niedrigen Rosettenpflanzen und Hemikryptophyten benachteiligen müssen. Bei zunehmender Beschattung reagieren Arten wie *Parnassia palustris*, *Primula farinosa* oder *Polygala amarella* zunächst mit reduzierter Blühwilligkeit und mit einer deutlichen Verlängerung der Sprosse im Konkurrenzkampf um das wenige Licht, bevor ihre Individuendichte abnimmt und sie schließlich vollends verschwinden. Zunehmende Verbuschung führt zu einer höheren Verdunstung und damit Austrocknung des Standorts (sog. Pumpwirkung der Gehölze).

Nachfolgend werden einige Gehölzarten näher vorgestellt, die bei der Bewaldung und Verbuschung der Streuwiesen-Lebensräume eine wichtige Rolle spielen.

Tabelle 2/4

Die potentielle natürliche Vegetation der Standorte verschiedener Streuwiesentypen (nach LUTZ 1959: 62)

Streuwiesentyp	Potentielle nat. Vegetation
Basenreiche Pfeifengraswiesen	Schwarzerlen-Mischwald mit Esche, Stieleiche
Kalk-Kleinseggenrieder	Winkelseggen- oder Riesenschachtelhalm-Erlen-Eschenwald
Kurzfristig überstaute oder überflutete Steifseggenrieder	Schwarzerlenbruch
Mäßig saure Pfeifengraswiesen	Fichten-Moorbirkenbruch
Saure Pfeifengraswiesen	Übergangsmoorwald mit Moorbirke, Fichte und Kiefer

2.2.1.2.1.2 Verhalten und Bedeutung einiger Gehölze auf Streuwiesenbrachen

Grauweide (*Salix cinerea*)

Die Grauweide tritt vor allem an mineralstoffreichen (zumeist basenreichen), (mäßig) nährstoffreichen Naßstandorten auf. Mineralstoffarme Moorböden sagen der Grauweide weniger zu, dort spielt sie beim Sukzessionsgeschehen nur eine marginale Rolle. *Salix cinerea* verbreitet sich besonders wirksam über Wurzelsprosse (vgl. HARD 1976: 84), so daß die Ausbreitung der Art oft von einzelnen Moorgebüschen aus ihren Ausgang nimmt. In Brachen arbeitet sich die Art etwa 0,3 bis 0,8 Meter/Jahr vor (vgl. GIGON & BOCHERENS 1985: 61). Grauweidegebüsche sind durch ihre Stolonen in der Lage, auch in Brache-Bestände einzuwandern, in denen sich mächtige Streufilzdecken gebildet haben. Im Zentrum alter Grauweidegebüsche, in denen die Streufilzdecken weitgehend abgebaut sind, vermögen sich Gehölze wie die Schwarzerle zu etablieren, die im Halbschatten gedeihen können.

Ohrweide (*Salix aurita*) und Schwarzwerdende Weide (*Salix nigricans*)

Die Ohrweide verhält sich bei der Ausbreitung wie die Grauweide, besiedelt aber mehr saure, basenarme, oft nur mäßig nährstoffreiche Moorstandorte. Dasselbe gilt für den Bastard dieser beiden Arten *Salix x multinervis*. Die Schwarzwerdende Weide gleicht im Ausbreitungsverhalten ebenfalls der Grauweide. Im Gegensatz zu *Salix aurita* ist sie jedoch in brachgefallenen Kalk-Quellmooren und Kalk-Pfeifengraswiesen (hier zumeist auf Mineralboden) anzutreffen. Auf Moorstandorten mit einem wenig bewegten oder stagnierenden Grundwasser ist *Salix nigricans* als Brachegehölz bedeutungslos.

Faulbaum (*Frangula alnus*)

Zu den wichtigsten, die Bewaldung und Verbuschung auf Streuwiesenbrachen einleitenden Gehölzen gehört der Faulbaum. Nicht selten findet sich *Frangula alnus* herdenweise auf Streuwiesenbrachen ein und schließt sich zu reinen Gebüsch zusammen (vgl. Foto Q7). Ebenso wie bei der Grauweide kann man beim Faulbaum sehr häufig die Ausbreitung über Wurzelsprosse beobachten. Hin und wieder verbreitet sich das zoochore Gehölz auch generativ, wobei es vor allem erfolgreich Fuß fassen kann, wenn der Keimling auf erhöhten Bulten aufläuft (vgl. HEGI 1925: 347). Im Vergleich zur Grauweide verfügt der Faulbaum auf Streuwiesen über ein deutlich weiteres standörtliches Spektrum. Vor allem auf trockenen, +/- nährstoffarmen und nur mäßig basenreichen Streuwiesenstandorten kommt *Frangula alnus* eine weitaus größere Bedeutung zu.

Kiefer (*Pinus silvestris*) und Fichte (*Picea abies*)

Die Bedeutung, die der Kiefer und der Fichte bei Sukzessionsvorgängen auf brachgefallenen Streuwiesen zukommt, hängt von der Menge einfliegender Diasporen ab. Die für Gehölze der Streuwiesen-

brachen wie *Frangula alnus* oder *Salix cinerea* so bezeichnende Ausbreitung über Wurzelsprosse ist diesen Nadelbäumen somit verschlossen. Während die Kiefer stärker in relativ sommerwarmen, nicht zu niederschlagsreichen Regionen auf Streuwiesenbrachen zur Geltung kommt (z.B. nördliches Voralpines Hügel- und Moorland; Seehöhen unter 700 Meter ü. NN), gilt für die Fichte das Gegenteil. *Picea abies* ist auf Streuwiesenbrachen in Regionen mit einem humid-montanen Klima wie den Alpenrandbereichen oder die Alpenträume bedeutsam.

Die Ansiedlung der Kiefer und Fichte erfolgt in Streuwiesenbrachen häufig auf etwas erhabenen Bulten (vgl. BRIEMLE 1978: 160). Nicht selten laufen nach einem Mastjahr Dutzende oder sogar Hunderte von Jungbäumen auf einer Streuwiesenbrachfläche auf. Die Fichte, noch mehr aber die Kiefer, stellen nur geringe Ansprüche an Basen- und Nährstoffversorgung, so daß sie durchaus Streuwiesenbrachen auf Hochmoortorf besiedeln können. Die Bedeutung dieser Koniferen ist dort sogar besonders groß, da der anspruchsvollere Faulbaum, insbesondere aber die Grauweide als Konkurrenten ausfallen. Zugleich spielen Verhochstaudungen und Verfilzung auf Streuwiesenbrachen der Hoch- und Pseudohochmoor-Standorte" (vgl. Kap. 1.3.1.3) nur eine untergeordnete Rolle, so daß der Kiefer und der Fichte die Ansiedlung nicht verwehrt wird.

Moorbirke (*Betula pubescens* agg.)

Die Moorbirke neigt als Gehölz, das sich anemochor verbreitet, zur flächigen Ansiedlung auf Streuwiesenbrachen und verhält sich in dieser Beziehung ähnlich wie die Kiefer und die Fichte. Stark zur Geltung kommt die Moorbirke auf entwässerten und nährstoffarmen Streuwiesenstandorten, die nur mäßig zur Verfilzung neigen und auf denen die Verhochstaudung keine nennenswerte Rolle spielt. Brachgefallene saure Pfeifengraswiesen und trockene Haarbinsen-Streuwiesen können sich innerhalb von 10-20 Jahren mit Moorbirken nahezu geschlossenen bewalden, wenn Samenbäume in der Nähe stehen. Die Moorbirke siedelt sich erfolgreich auf entwässerten Niedermoorstandorten an, wenn die Basenverarmung soweit fortgeschritten ist, daß Grauweiden und Erlen als konkurrierende Gehölze ausfallen. Birkenbrüche kennzeichnen im Voralpines Hügel- und Moorland durchweg durch Entwässerung gestörte Moorstandorte (vgl. Einleitung zum Kap. 2.2, S. 214).

Schwarzerle (*Alnus glutinosa*)

Die Schwarzerle tritt nach eigenen Beobachtungen vor allem in Überflutungsmooren in Streuwiesenbrachen auf, die sich durch mineralstoffreiche Böden auszeichnen, jedoch zu naß sind, um die Etablierung der FILIPENDULION-Hochstauden in nennenswertem Umfang zuzulassen. Die erfolgreiche Aufkeimung der Schwarzerle findet vor allem an etwas erhabene bultigen Stellen statt, von denen die Jungbäume ihre Vertikalwurzeln "stelzenartig" (RECHINGER 1957: 177) in den Boden senken und dort verankern. Im Umfeld von Schwarzerlenbrüchen und nassen Erlen-Eschenwäldern (mit *Alnus*

glutinosa-Dominanz!) kann somit eine Bewaldung von brachliegenden Steifseggen-Streuwiesen durch *Alnus glutinosa* erfolgen, ohne daß dem ein Grauweiden-Stadium vorangehen muß, wie sich im zentralen Murnauer Moos zwischen dem Langen Köchel und dem Wiesmahdköchel sehr schön beobachten läßt.

Die Schwarzerle zeichnet sich durch ein hervorragendes Stockausschlagvermögen aus, weshalb Erlenwälder früher häufig mittel- oder niederwaldartig genutzt wurden (vgl. RECHINGER 1957: 176 f.). Ebenso wie der Faulbaum oder die Grauweide kann sich die Schwarzerle über Wurzelsprosse ausbreiten. Auf brachliegenden Streuwiesen tritt sie allerdings wesentlich seltener in einer so virulenten Weise in Erscheinung wie *Frangula alnus* oder *Salix cinerea*. Auf Streuwiesenbrachen kann sich auch die **Grauerle** (*Alnus incana*) als Brachegehölz einstellen. Ihre standörtliche Spannweite auf Streuwiesenbrachen ist allerdings sehr eng. Sie spielt dort lediglich auf kalkreichen mineralischen Naßböden (z.B. entlang der praealpinen Flußläufe) und Anmoorböden eine beachtenswerte Rolle.

Esche (*Fraxinus excelsior*)

Die Esche hat auf Streuwiesenbrachen eine ähnliche Bedeutung wie die Grauerle, auch wenn sie eher den planar bis submontanen Bereich bevorzugt (Grauerle: Montanregionen). Als Brachegehölz ist *Fraxinus excelsior* nicht selten auf eutrophierten Kalk-Hangquellmoor-Standorten zu beobachten. Auf Kalksinter-Standorten und Kalk-Hangquell(an)mooren bilden Waldgesellschaften die potentielle natürliche Vegetation (Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, Riesenschachtelhalm-Erlen-Eschenwald, vgl. SEIBERT 1987: 145 ff.), an denen die Esche beteiligt ist.

2.2.1.2.2 Verfilzung und Verbultung

2.2.1.2.2.1 Allgemeine Darstellung

Längst bevor die durch die Verbuschung und Verwaldung verursachte verstärkte Beschattung wirksam wird, können die mit der Verfilzung und Verbultung einhergehenden Strukturveränderungen die floristische Zusammensetzung von brachliegenden Streuwiesen drastisch beeinflussen. Als Verfilzung wird der Sukzessionsprozeß bezeichnet, der mit der Bildung mehrere cm, manchmal sogar 1-2 dm mächtiger Streufilzdecken einhergeht, die von den im Brachebestand vorhandenen Grasartigen gebildet werden.

Die phänologische Entwicklung in Streuwiesenbrachen setzt bei den meisten Pflanzenarten 7 bis 14 Tage später ein als auf gemähten Flächen (WEBER & PFADENHAUER 1987: 159). Wesentlicher Grund ist die verzögerte Bodenerwärmung infolge der Streuauflage und die dadurch verzögerte Nährstoffnachlieferung. Die Mineralisierung der Streuauflage des Vorjahres geschieht zum großen Teil während der Vegetationsperiode und geht (im Unterschied zur Mulchung s. dort) einher mit zunehmender Wurzelbildung (SCHREIBER & SCHIEFER 1985: 140). Die freiwerdenden Nährstoffe kön-

nen daher mit nur geringen Auswaschungsverlusten von K^+ (!) durch die Vegetation aufgenommen werden.

Handelt es sich bei den bestandesbildenden Gräsern um Horstgräser, so wird bei Brache die horstförmige Wuchsweise besonders betont und führt schließlich zu ausgeprägten Bultbildungen. Werden die Bestände geschnitten, so ist eine Tendenz zu rasigem Wuchs erkennbar, da sich die Pflanzen auch dazwischen ungehindert ausbreiten können und der Schnitt Unebenheiten in der Bestandesstruktur nivelliert (vgl. PFADENHAUER 1989: 37). Hört die Bewirtschaftung auf, so werden die Horste zu Zentren der Sproßbildung, um die sich jährlich ein Filz von abgestorbenen Halmen bildet; dieser unterdrückt die dazwischen wachsenden Halme und begünstigt wiederum in einer Art positiver Rückkopplung die Ausbildung bultartiger Strukturen.

Die in brachgefallenen Streuwiesen entstehenden Streufilzdecken werden in erster Linie von den dominanten Grasartigen gebildet, also von den Pfeifengras-Arten, in Kleinseggenriedbrachen von den dominanten Kleinseggen-, Kopfried- oder Haarbinsen-Arten und in Großseggenriedbrachen von den dominanten Großseggen. Die Mächtigkeit der Streufilzdecken, die in den Brachflächen gebildet werden, hängt zum einen von der Produktivität der dominanten Grasart (oder Sauergrasart), zum anderen vom C/N-Verhältnis der Phytomasse dieser Grasart ab.

Zeichnet sich die abgestorbene Nekromasse durch ein weites C/N-Verhältnis aus, also durch Armut an Rohproteinen und durch einen großen Reichtum an Rohfasern, so erfolgt der Abbau durch Mikroben oder Pilze besonders langsam (vgl. SCHIEFER 1982 a: 213).

Eine schwer abbaubare Streu wird insbesondere von Gräsern und Grasartigen wie *Molinia caerulea*, *Molinia arundinacea*, aber auch von *Schoenus ferrugineus* produziert, die über einen ausgeprägten inneren Nährstoffkreislauf verfügen und daher einen großen Teil insbesondere der stickstoffreichen Verbindungen vor dem Absterben des Laubwerks in die Erneuerungsorgane zurückverlagern können (vgl. Kap. 1.4.1.4).

Die Geschwindigkeit des Streuabbaus wird zudem von den Standorteigenschaften beeinflusst. An kühl-montanen Standorten mit einer kurzen Vegetationsperiode (z.B. Streuwiesenbrachen in hochgelegenen Teilen des Alpenvorlandes) ist der Streuabbau besonders gehemmt (vgl. SCHIEFER 1982 a: 213). Schneereichtum im Winter bewirkt eine Verklebung der Grasstreu-Filzdecken, die im Frühjahr von sprossenden Pflanzen nur schwer durchstoßen werden können (vgl. KIENZLE 1984: 462). Trocknet der Strohfalz im Frühjahr und im Frühsommer schließlich aus, so bildet er für die daraufliegenden Samen ein Hindernis zur erfolgreichen Keimung.

Die verdämmende Wirkung der Streufilzdecken bildet die Hauptursache, weshalb in brachgelegten Pfeifengraswiesen, aber auch in Kleinseggenriedern niedrigwüchsige Rosettenpflanzen und Hemikryp-

trophyten rasch zurückgehen. Zu den besonders empfindlichen Arten zählen insbesondere einige niedrigwüchsige, im Frühsommer blühende Arten wie *Gentiana clusii*, *Primula farinosa*, die *Pinguicula*-Arten, *Polygala amarella*, *Aster bellidiastrum*, die im Frühjahr mit der noch wenig abgebauten Streumenge des Vorjahres zu kämpfen haben. In brachgelegten Beständen gehen sie schon nach wenigen Jahren stark zurück und können im Verlaufe von 10-20 Jahren sogar vollends verschwinden.

Zu den begünstigten Arten der Verfilzung zählen die Rhizom-Geophyten. Sie sind in der Lage, die Streufilzdecken mit ihren Sproßspitzen zu durchstoßen. Dasselbe gilt für hochwüchsige Schaftpflanzen und manche Geophyten (*Allium*-Arten), die ihre Assimilationsorgane weit über der Bodenoberfläche entwickelt haben wie beispielsweise der Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*). Es ist kein Zufall, daß in Pfeifengraswiesen-Brachen der praealpinen Grundmoränenlandschaften diese Enzianart oft aspektbildend auftritt! Der Verfilzung sind ferner unter den auffälligen und häufigen MOLINION-Arten der Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) und der Duftlauch (*Allium suaveolens*) einigermaßen gewachsen.

Der Wegfall der Mahd bei Brache führt dazu, daß die in der Phytomasse (vgl. Kap. 1.4.1.4) enthaltenen Nährstoffe nicht mehr abgeschöpft werden, so daß allmählich eine Aufdüngung stattfindet. Dieser Aufdüngeneffekt wird besonders an periodisch durchlüfteten Streuwiesenstandorten wirksam, so daß die N-Mineralisation zumindest zeitweise nicht gehemmt ist und tendenziell meso- oder gar eutraphente Pflanzenarten begünstigt werden. Vor allem auf relativ trockenen und zugleich basenreichen Streuwiesenstandorten können sich zunehmend FILIPENDULION-Hochstauden ansiedeln, die ihrerseits den Sukzessionsprozeß der **Verhochstaudung** einleiten.

Bevor die Verhochstaudung näher erläutert wird, erfolgen noch einige Anmerkungen zu den Grasartigen, die an Verfilzungen und Verbultungen in Streuwiesenbrachen wesentlich beteiligt sind.

2.2.1.2.2.2 Verhalten und Bedeutung einiger Grasartiger auf Streuwiesenbrachen

Rohr-Pfeifengras (*Molinia arundinacea*)

Molinia arundinacea erzeugt bis zu 15 cm mächtige, sehr schlecht abbaubare Streuauflagen (vgl. Foto 11), die eine drastische Verarmung der Streuwiesenbrache verursachen. In Rohrpfefengraswiesen-Brachen können nach eigenen Vegetationsaufnahmen (n.p.) in der Pupplinger Au (Lkr. TÖL) nahezu sämtliche krautigen Pflanzenarten verdrängt werden. Selbst hochwüchsige Stauden halten der starken Verfilzung nicht stand oder vermögen sich nicht zu etablieren. Verhochstaudungen von Rohrpfefengraswiesen-Brachen mit *Filipendula ulmaria* sind deshalb selten zu beobachten. Die Verbuschung von Rohrpfefengraswiesen-Brachen vollzieht sich von den Rändern aus durch Gehölze, die zur Wurzelproßbildung befähigt sind (v.a. *Frangula alnus*).

Eine generative Ausbreitung von Gehölzen findet nach unseren Beobachtungen in stark verfilzten Rohrpfefengraswiesen-Brachen nicht statt.

Blaues Pfeifengras (*Molinia caerulea*)

Das Blaue Pfeifengras ist nicht so produktiv wie das Rohr-Pfeifengras und bildet nicht so mächtige Streufilzdecken. In *Molinia caerulea*-Brachen vermögen sich deshalb hochwüchsige Schaftpflanzen wie *Gentiana asclepiadea* gut zu halten. In relativ trockenen Brachebeständen des Blauen Pfeifengrases können sich zudem anemochore Gehölze wie die Kiefer, die Fichte oder die Moorbirke ansamen, die sich in Brachen des Rohr-Pfeifengrases zumeist nicht etablieren können. (Wechsel)Feuchte Brachebestände des Blauen Pfeifengrases neigen insbesondere an stark mit Mineralstoffen durchschlickten Moorböden und auf Mineralböden zur Verhochstaudung.

Davall-Segge (*Carex davalliana*), Rostrot und Schwarzes Kopfried (*Schoenus ferrugineus* und *S. nigricans*)

Die Streufilzdecken-Bildung ist in Davallseggen- und Kopfried-Brachen erheblich geringer als in Pfeifengraswiesen, reicht aber aus, die in bewirtschafteten Kopfried- und Davallseggen-Beständen besonders stark zur Geltung kommenden Rosettenpflanzen wie *Primula farinosa* im Brachefall stark zurückzudrängen (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 55). Im dichter werdenden Aufwuchs hält sich die Mehl-Primel nur mehr in lückigen Bereichen. Eine sehr bracheempfindliche Art speziell der Kopfbinsenrieder ist die stark gefährdete Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) (vgl. Kap. 1.4.2.1.5). Bei Brache nimmt die Halmhöhe von *Schoenus ferrugineus* deutlich zu (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 40). Ebenso verhält sich die für Kalkflachmoore typische Saum-Segge (*Carex hostiana*) (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 40 u. 45).

Haarbinse (*Trichophorum cespitosum*)

In brachgefallenen Haarbinsen-Streuwiesen verhält sich *Trichophorum cespitosum* analog wie *Schoenus ferrugineus* in brachgefallenen Kopfbinsenriedern: es ist eine starke Tendenz zur Verbultung zu beobachten, die Anreicherung der Streufilzdecken reicht bereits für einen erheblichen Rückgang der Rosettenpflanzen (z.B. in der Mehlprimel-Haarbinsen-Gesellschaft) aus.

Braune Segge (*Carex nigra*)

Die Braun-Segge bildet bei Brache als ausläufertreibende Art zunehmend verdichtete und in Wuchshöhe erhöhte Bestände aus. Nach eigenen Beobachtungen sind brachgefallene Braunseggenrieder viel ärmer an Rosettenpflanzen als regelmäßig gemähte Bestände, da auch dort die zwischenzeitlich entstandenen Streufilzdecken die Existenzmöglichkeiten dieser Lebensform stark einschränken.

Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*) und Wald-Binse (*Juncus acutiflorus*)

Juncus subnodulosus nimmt an Halmdichte, Halmhöhe und Deckung bei Brache stark zu. Zu-

gleich verarmen die Knotenbinsen-Bestände an niedrigwüchsigen Arten (vgl. BOSSHARD et al. 1988: 200). Als Rhizom-Geophyt profitiert die Knoten-Binse von der Brache, durch die Entstehung einer Streufilzdecke erhält sie Konkurrenzvorteile. Mit ihren spitzigen und kräftigen Trieben kann sie die Streufilzdecken mühelos durchstoßen.

Die in Wuchsform sehr ähnliche Wald-Binse (*Juncus acutiflorus*) verhält sich in brachgefallenen Waldbinsen-Sümpfen analog wie die Stumpfbliätige Binse.

Steif-Segge (*Carex elata*)

In brachgefallenen Steifseggen-Streuwiesen begünstigt der Wegfall der Mahd die horstige Wuchsweise, so daß verstärkt Verbultungen des Bestandes zu beobachten sind. Einige für Steifseggen-Streuwiesen charakteristische Arten werden durch bis zu 20 cm mächtige Streufilzdecken im Brachefall benachteiligt. In brachgefallenen Steifseggen-Streuwiesen nimmt fast immer das Schilf stark zu (vgl. Kap. 2.2.1.2.5, S. 220).

2.2.1.2.3 Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten

Die Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten von Streuwiesenbrachen ist ein Sukzessionsprozeß, der vor allem auf feuchten bis nur mäßig nassen, mineralstoffreichen Streuwiesenstandorten wirksam wird. Die Belüftung ermöglicht eine N-Mineralisation, die das Gedeihen meso- und eutraphenter Hochstauden zuläßt. Die Verhochstaudung von Streuwiesenbrachen kann durch direkte und indirekte Düngung (z.B. durch belastetes, rückgestautes Grabenwasser) wesentlich gefördert oder sogar ausgelöst werden (vgl. KLÖTZLI 1978: 190).

Breiten sich mastige Hochstauden wie *Filipendula ulmaria*, *Angelica silvestris*, *Lysimachia vulgaris*, *Valeriana officinalis* agg. oder *Eupatorium cannabinum* aus, so bewirken diese eine Schattenunterdrückung etwaiger angesamter Holzpflanzen oder verhindern eine erfolgreiche Etablierung auskeimender Gehölze (vgl. KLÖTZLI 1978: 190). Verhochstaudete Pfeifengraswiesen-Brachen bleiben deshalb oft über lange Zeiträume gehölzfrei. Die Hochstauden ihrerseits wirken durch Beschattung und starke Transpiration (Entwässerung!) begünstigend auf die N-Mineralisation, so daß es allmählich zu Anreicherungen von Nährstoffen im ehemals oligotrophen oberen Humushorizont kommt, einen Vorgang, den KLÖTZLI (1986: 351) als "Auteutrophierung" bezeichnet. Der Boden gleicht sich in seinen Eigenschaften immer mehr dem der potentiell möglichen Feuchtwälder an.

Unter den Grasartigen nehmen insbesondere die Rausenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) und die Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) an der "Verhochstaudung" teil (vgl. KLÖTZLI 1979: 453).

2.2.1.2.4 Verhochstaudung mit *Solidago*-Arten

Zu den Eindringlingen in Streuwiesenbrachen, die innerhalb weniger Jahre grundlegende Vegetationsveränderungen herbeiführen können, gehören die amerikanischen Goldruten-Arten, *Solidago canadensis* und *S. gigantea*. Diese 1-2,5 Meter hoch aufwachsenden Hochstauden sind stark ausläufer-treibend und entwickeln bisweilen mehrere 100 m² große, sehr unduldsame Polykormon-Bestände, in deren Bestandesinnern kaum andere Pflanzenarten zu gedeihen vermögen. Die Vitalität eines Goldruten-Polykormons hängt offenbar stark davon ab, ob es sich ein Nährstoffdepot wie aufgedüngte Erdhäufen, Grabenaushub u. dgl. erschließen kann. Über seine Rhizome vermag ein Goldruten-Polykormon anscheinend quasi pipelineartig Nährstoffe horizontal zu transportieren und von ihrem Herkunftsort wegzuverlagern. Auf diese Weise kann eine Störzone weit ins Streuwiesen-Innere vorgeschoben werden, ohne daß direkte Eutrophierungen zu erfolgen brauchen.

Das Auftreten dieser Neophyten in Streuwiesenbrachen ist überall dort zu erwarten bzw. zu befürchten, wo von benachbarten Schuttplätzen, Bahndämmen, Straßenrändern, verlichteten Auenwäldern ein Übergreifen der auf Ruderalstandorten verbreiteten Goldruten aufgrund der räumlichen Nachbarschaft ohne Schwierigkeiten möglich ist.

2.2.1.2.5 Verschilfung, Bildung von Pseudo-Röhrichten

Insbesondere nasse Steifseggen-Überflutungsstreuwiesen der Seerieder (Bsp.: Ammersee-Südufer, Chiemsee-Südufer, Kochelsee-Nordufer, Staffelsee-Westufer) und entlang der Flußläufe (Bsp.: Hagner Moos zwischen Hechendorf und Großweil im Lkr. GAP, Zellhofer Moos im Lkr. FFB) neigen bei Brache zur Verschilfung. Zumeist zeichnen sich selbst regelmäßig gemähte Überflutungs-Streuwiesen durch einen hohen Schilfanteil aus, so daß bei Brache die Zunahme von *Phragmites australis* sehr rasch vonstatten gehen kann. Schon nach fünf Jahren weisen brachgefallene Überflutungs-Streuwiesen häufig einen so dichten Schilfbewuchs auf, daß die vormalige Nutzung kaum mehr erkennbar ist und diese Brachflächen sich physiognomisch kaum mehr von den schilffreien Steifseggen-Röhrichten im Verlandungsbereich der Seen abheben.

Die Verschilfung setzt praktisch sämtlichen hochwertigen Pflanzenarten der Überflutungsstreuwiesen zu. Relativ rasch gehen *Orchis palustris* und *Succisa inflexa* zurück, etwas bracheresistenter sind *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Lathyrus palustris*, *Carex buxbaumii*, *Iris sibirica* und *Dactylorhiza ochroleuca*, die mittelfristig (im Verlauf von 5-10 Jahren) nach dem Brachfallen jedoch ebenfalls stark abnehmen (vgl. Kap. 1.4.2.1.5).

Wird die Verbrachung der Überflutungsstreuwiesen von Eutrophierungen direkter und indirekter Art begleitet, so breiten sich neben dem Schilf auch

Nitrophyten wie das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und die Brennessel (*Urtica dioica*) aus (vgl. KLÖTZLI 1986: 351).

Derartige mit Nitrophyten angereicherte Brachen bezeichnet KLÖTZLI (1986: 351) als Pseudoröhrichte; in ihnen lassen sich zumeist aus Naturschutzsicht wertvolle Pflanzenarten nicht mehr auf finden. Pseudoröhrichte entstehen vor allem in brachgefallenen Überflutungstreuwiesen, die von stark mit Nährstoffen belastetem Wasser aus benachbarten Flußläufen oder Seen überspült werden.

2.2.1.2.6 Vergrasung mit Reitgras-Arten (*Calamagrostis epigejos*, *C. varia*)

Auf eher trockenen, zugleich etwas eutrophierten Brachen erscheinen nicht selten ausgedehnte Herden des **Land-Reitgrases** (*Calamagrostis epigejos*). Bezeichnend ist das Land-Reitgras vor allem für brachgefallene Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (vgl. GÖRS 1974: 395).

Es pflanzt sich durch unterirdische Ausläufer fort und bildet Polykormone, die eine drastische Artenverarmung auf den Stellen bewirken, auf die *Calamagrostis epigejos* vorstößt. Das Land-Reitgras kommt besonders an Stellen zur Entfaltung, die etwas beschattet werden und besiedelt häufig die Partien brachgefallener Streuwiesen, die an Waldränder angrenzen. Häufig erfolgt die Einwanderung des Land-Reitgrases in Streuwiesenbrachen von angrenzenden Wäldern oder Forsten aus.

Vitalisierend wirken sich auf *Calamagrostis epigejos* offenbar Eutrophierungen aus, die als laterale Nährstoffeinträge erfolgen können. Ebenso wird *Calamagrostis epigejos* auch bei Ruderalisierungen und Erdbewegungen begünstigt. Erdabraumstellen, Erdhaufen, Bodenverwühlungen infolge Befahrung sowie Randzonen von Forststraßen bilden nicht selten den Ausgangspunkt von *Calamagrostis epigejos*-Polykormonen.

Gelegentlich erscheint auf Streuwiesenbrachen auch das **Bunte Reitgras** (*Calamagrostis varia*) als Problempflanze (z.B. auf den Grettstädter Wiesen im Schweinfurter Becken, auch in einigen Streuwiesenbrachen des Murnauer Moores). In seinem Verhalten ähnelt es dem Land-Reitgras, ist aber nicht so undußsam wie diese Art.

2.2.1.2.7 Die "Verhochmoorung" (= Vertorfmoosung) brachliegender Streuwiesen

Von RINGLER (1977: 66) wurde erstmals ein Sukzessionsprozeß aus dem Alpenrandbereich auf Streuwiesenbrachen beschrieben, den er als "Verhochmoorung" bezeichnete. Verstanden wird darunter die Massenausbreitung von Torfmoosen (*Sphagnum*-Arten) auf Streuwiesenbrachen, wobei die ombrotrophenten Arten der "Roten Torfmoosgesellschaft" (vgl. Kap. 1.4.2.2.1, Arten der Hochmoore = *Sphagnum magellanicum*-Gruppe) wie *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum rubellum* sowie *Polytrichum strictum* (vgl. Foto 12) an dem Sukzessions-

geschehen häufig beteiligt sind. Vielfach wird die Massenausbreitung der Sphagnen durch *Sphagnum warnstorffii*, *Sphagnum teres*, bei Basenarmut von Anbeginn an durch *Sphagnum subsecundum* und *Sphagnum fallax* eingeleitet, bevor sich in einem offenbar zunehmend versauerten Milieu *Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum rubellum* ansiedeln.

Die Vermoosung brachgefallener Streuwiesen mit *Sphagnum*-Arten hemmt die Verbuschung (z.B. mit *Frangula alnus*), bringt sie jedoch nicht völlig zum Stillstand. Zur langfristigen Vegetationsentwicklung solcher Brachen sind jedoch vorläufig nur Hypothesen möglich. Insgesamt erlangt eine Streuwiesenbrache durch die Vermoosung mit *Sphagnum magellanicum* Übergangsmoorcharakter (zum Begriff, siehe Kap. 1.3.1.3). Von einer tatsächlichen "Verhochmoorung", die ein Abkoppeln der Vegetationsdecke von der Speisung durch das Grundwasser mitbeinhalten würde, kann jedoch meines Erachtens nicht die Rede sein. Insofern ist die gewählte Bezeichnung "Verhochmoorung" zwar plakativ, aber sachlich irreführend. Korrekter wäre es, diesen Sukzessionsprozeß als "Vertorfmoosung" (analog zu "Verhochstaudung") zu bezeichnen.

Die Vermoosung von Streuwiesenbrachen mit *Sphagnum*-Arten läßt sich auf Streuwiesenbrachen hauptsächlich im Alpenrandbereich in der montanen Stufe oberhalb 700 Meter Seehöhe (vgl. RINGLER 1977: 66) beobachten. Die Niederschlagsmittel liegen in diesem Bereich bei mindestens 1300 mm/Jahr; wegen der Höhenlage bleiben die Sommer kühl, die Verdunstung relativ gering, so daß perhumide Klimaverhältnisse vorliegen.

Die Ansiedlung von Torfmoosen findet keineswegs nur auf Streuwiesenbrachen ehemaliger Hochmoorstandorte statt. Sie kann auch auf hängigen Streuwiesenbrachen über Geschiebelehmen der Grundmoränenlandschaft beobachtet werden.

Streuwiesenbrachen mit der Torfmoos-Sukzession lassen sich sehr schön im Vorfeld des Trauchbergs zwischen Wildsteig und Steingaden (Lkr. WM), im Raum Baiersoyen, westlich des Staffelsees im Trischelfilz (Lkr. GAP) sowie auch in einigen Talräumen der Voralpen beobachten (z.B. im Pulvermoos bei Unterammergau/Lkr. GAP). Mit zunehmender Entfernung von den Alpen werden "verhochmoorende" Streuwiesenbrachen seltener. Nach unserer Kenntnis befinden sich die nördlichsten Vorkommen von derartigen Streuwiesenbrachen im westlichen Ammer-Loisach-Hügelland in der Grasleitener Moorlandschaft.

2.2.1.3 Auswirkungen kurzfristiger Brache auf Flora und Vegetation

Zu den Auswirkungen kurzzeitiger Brache auf Flora und Vegetation von Mehlsprimel-Kopfbinsenriedern liegt die Arbeit von BOSSHARD et al. (1988) vor, die für das Schweizer Mittelland angefertigt wurde.

Hinsichtlich des Temperaturhaushaltes konnten Unterschiede zwischen den jungen Brachen und den geschnittenen Flächen festgestellt werden. Schon nach einjähriger Brache nehmen die Bodentempera-

turen gegenüber den geschnittenen Flächen ab (BOSSHARD et al. 1988: 192). Der mechanische Widerstand der sich bildenden Streufilzdecken bewirkte bereits nach einem Jahr Veränderungen der Vegetationsstruktur: die Pflanzen reagierten mit einem verstärkten Längenwachstum der Sprosse, ebenso nahm die Halmdichte zu. Bereits nach einjähriger Brache wurden auf den Bracheparzellen mit durchschnittlich 378 g/m^2 höhere Ertragswerte ermittelt als auf den im Herbst geschnittenen Parzellen mit durchschnittlich 269 g/m^2 . Auf den Brachflächen konnte somit 28,8% mehr Biomasse geerntet werden.

Artenverschiebungen ließen sich in den Versuchsfeldern von BOSSHARD et al. (1988: 200) nach einjähriger Brache nur quantitativ nachweisen: *Paranassia palustris* ging deutlich zurück. Auch konnten einige phänologische Veränderungen beobachtet werden: Orchideen reagierten mit Blühverzögerung von ca. drei Wochen. Zu den Nutznießern der kurzfristigen Brache gehörte eindeutig die Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*), deren Wuchshöhe auf den Brachflächen um durchschnittlich 15,2 cm höher ausfiel als auf den geschnittenen Parzellen. In der Brache erhöhte sich ihre Wuchsdichte beinahe um das Doppelte.

Die Verbrachung kam im ersten Jahr nach BOSSHARD et al. (1988: 200) vor allem der Produktivität von *Schoneus nigricans*, *Juncus subnodulosus* und den beiden Seggen-Arten *Carex panicea* und *Carex hostiana* zugute. *Schoneus nigricans*, *Phragmites australis* und *Juncus subnodulosus* erlangen durch die Ausbildung einer Streufilzdecke zusätzliche Konkurrenzvorteile: Mit ihren Trieben können sie die Streufilzdecke mühelos durchstoßen.

2.2.2 Auswirkungen auf die Fauna

(Bearbeitet von M. Bräu)

Nachfolgend wird dargestellt, wie sich die wichtigsten Sukzessionsprozesse in brachgefallenen Streuwiesen-Lebensräumen auf die Fauna auswirken. Bei der Besprechung der einzelnen Sukzessionsprozesse wird die in Kap. 2.2.1.2 (S. 215) gewählte Reihenfolge beibehalten.

Verbuschung und Verwaldung

Streuwiesenbrachen mit beginnender Verbuschung ("halboffene Struktur") können durchaus bedrohten Tierarten Lebensraum bieten, wie etwa gebüschbrütenden Vogelarten, oder in seltenen Fällen auch dem Wald-Wiesenvogelchen (Tagfalter).

Während eingestreute Einzelbüsche und -bäume oder Gebüschgruppen in noch genutzten Streuwiesen die Tierarten-Vielfalt erhöhen (z.B. Vorkommen des Moschusbocks *Aromia moschata* in Weiden oder des Schmalen Fleckenbocks *Strangalia attenuata* u.a. in anbrüchigen Eichen) und wichtige Habitatstrukturen für Vögel (z.B. den Wachtelkönig und Taggreife) und Wirbellose (z.B. als Überwinterungshabitat, siehe Kap. 1.5.1.1) darstellen, die typische Streuwiesen-Zoozönose jedoch nicht verdrängen, leitet die vermehrte Ansiedlung von Ge-

hölzen in Streuwiesenbrachen eine Entwicklung zur Tiergemeinschaft feuchter Wälder ein.

Die Tiergemeinschaft geschlossener Gebüsch- und Wälder auf Niedermoor-Standorten unterscheidet sich von der genutzten Streuwiesen grundlegend: Die heliophilen Arten gehen drastisch zurück, sobald der Offenlandcharakter verloren geht. So fehlen in Bruchwäldern und Eschenwäldern Tagfalter und Heuschrecken fast völlig (lediglich der häufige Zitronenfalter und die Strauchschrecke kommen im Mantel und an Verlichtungsstellen vor). Dafür treten zahlreiche nahrungsökologisch an Gehölze gebundene Arten auf (Weiden besitzen neben Eichen die artenreichste Kleintierfauna), sowie hygrophile und zugleich schattentolerante (bzw. -liebende) Tiere, darunter auch viele gefährdete und seltene (z.B. innerhalb der Schneckenfauna; siehe FALKNER 1992). Eine detaillierte Charakterisierung der Fauna von Niedermoorgebüsch- und -wäldern ist im Rahmen dieses Bandes nicht möglich.

Verfilzung

"Junge" *Molinia*-Brachen wechselfeuchter Standorte mit bereits deutlich erkennbarer Streufilzbildung scheinen nach eigenen Beobachtungen zu den Vorzugshabitaten der Kurzflügeligen Beißschrecke zu gehören. Die Tagfalterfauna verarmt bei ausgeprägter Streufilzbildung deutlich. Die Gründe dafür sind z.B. in den im Bereich der Streufilzdecke anhaltend kühl-feuchten Mikroklimabedingungen (Aufenthaltsort für die Tagfalterraupen während Freispausen), in der erschwerten Zugänglichkeit des Eiablagemediums (z.B. legt der Abbiß-Schneckenfalter bevorzugt an Basisblätter von *Succisa pratensis*), und bei den Ameisenbläulingen mutmaßlich auch in den zunehmend ungünstigen Lebensbedingungen für die Wirtsameisen zu suchen.

Die Tagfalterfauna von Streuwiesenbrachen, die durch Reinbestände einzelner Seggen- oder Binsenarten geprägt werden, ist - verglichen mit noch genutzten Streuwiesen mit hoher Pflanzenarten-Diversität - ausgesprochen arten- und individuenarm. Auch unter den Heuschrecken sind nur wenige Arten in der Lage, diesen Brachetyp dauerhaft zu besiedeln. Am besten gelingt dies der in allen hochwüchsigen Wiesentypen mittlerer und feuchter Standorte häufigen Roesels Beißschrecke und der für Feucht- und Streuwiesenbrachen besonders typischen Zwitscherschrecke. Von den selteneren Arten sind lediglich die beiden Schwertschreckenarten gelegentlich vertreten.

Schilf- und gehölzarme Großseggenrieder als nasse Brachegesellschaften von Streuwiesen eignen sich für einige gefährdete Vogelarten als Bruthabitate. Wenn der Boden zu Beginn der Brutzeit (ca. Anfang April) gut durchfeuchtet, aber nicht (mehr) überstaut oder überflutet ist, sind diese Brachestadien z.B. für die Bekassine attraktiv. Die phytophage Kleintierfauna der oft von einer Pflanzenart dominierten Brache-Bestände ist infolge der geringen Nahrungsdiversität vergleichsweise artenarm. Individuenreich vertreten sind jedoch vielfach einige spezialisierte Phytophage, wie etwa reifende Samen von Gräsern, Seggen oder Binsen besaugende Wanzenarten. Da-

bei können neben weit verbreiteten Arten (z.B. *Cymus*-Arten) auch seltene wie die Weichwanzen *Teratocoris paludum* und *Cyrtorrhinus caricis* (Steifseggenried), oder die Niedermoor-Charakterarten *Pachybrachius fracticollis* und *Pachybrachius luridus* (Schnabelseggen-Bestände) auftreten.

In *Juncus subnodulosus*-Brachen kann die stark gefährdete Röttliche Binsenstengeleule (*Coenobia rufa*) vorkommen, deren Raupe sich von dieser Binsenart ernährt.

Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten

Die Zusammensetzung der Fauna von Streuwiesenbrachen verändert sich mit zunehmendem Hochstaudenanteil deutlich.

Die Ausbreitung von Hochstauden begünstigt zunächst einige spezialisierte Phytophage. Zu nennen ist hier z.B. der Mädesüß-Perlmutterfalter, der bei der Ausbreitung von *Filipendula ulmaria* vom erhöhten Nahrungsangebot profitiert (mutmaßlich auch z.B. die ebenfalls an diese Hochstaude gebundenen Blattwespen *Monophadnoides geniculata* und *Pachyprotasis antennata*). Die Ursache für die starke Vermehrung des Mädesüß-Perlmutterfalters unmittelbar nach Nutzungsaufgabe dürfte jedoch auch im Wegfallen der Mahd selbst liegen: Mit dem Abtransport des Mähgutes werden die Jungraupen, die im (bereits im Juli abgelegten) Ei an den Blättern überwintern, entfernt, so daß das Vorkommen von *Brenthis ino* in noch genutzten Streuwiesen vom Vorhandensein ungemähter Partien und Ränder abhängt. Sehr dichte Mädesüßbrachen sind als Raupenhabitate - vermutlich wegen des veränderten Mikroklimas in der Krautschicht - offenbar kaum geeignet.

Günstig ist die Struktur junger Streuwiesenbrachen mit heterogener Krautschichtstruktur für das Braunkehlchen, das eingestreute Hochstauden mit Vorliebe als "Ansitz" für die Insektenjagd und als Singwarte nutzt. Entwickeln sich die Brachen allerdings zu Hochstaudenfluren mit monotoner Struktur weiter, verlieren sie für das Braunkehlchen schnell an Habitatqualität.

Durch das zunehmend ungünstige Mikroklima und bei starker Dominanz der Hochstauden auch durch die Verdrängung der Raupenfutterpflanzen, sind Streuwiesenbrachen mit fortgeschrittener Verhochstaudung ausgesprochen arm an Tagfalterarten. Auch für Heuschrecken ist das permanent kühlfeuchte Mikroklima in verfilzten Hochstaudenfluren ungünstig. Ausgedehnte Mädesüß-, Brennessel- oder Goldrutenfluren sind weitgehend frei von Heuschrecken (vgl. DETZEL 1991: 329).

Verschilfung

Einen Sonderfall stellen Streuwiesenbrachen mit Verschilfung dar. Der Tierartenbesatz ist dabei stark vom Grad der Verschilfung abhängig.

So zeigen Pfeifengras-Streuwiesen mit lockerer und nicht zu hochwüchsiger Verschilfung mit Halmabständen über etwa 50 cm i.d.R. einen maximalen Reichtum an Tierarten. Zum einen ist das charakteristische Arteninventar schilffreier, genutzter Streuwiesen in diesen noch vollständig vertreten (einige

Arten wie der Riedteufel, die Sumpfschrecke, die Große Goldschrecke oder die Schwertschrecken erreichen in lockerschliffigen Bereichen oft sogar die höchsten Individuendichten), andererseits treten zahlreiche Arten hinzu, die an *Phragmites communis* gebunden sind (vgl. Kap. 1.5.1.1).

Bei zunehmend dichter Verschilfung und Streuschichtbildung verändert sich das Arteninventar grundlegend: Während Tierarten, die auf eine ausreichende Besonnung der Bodenoberfläche und der bodennahen Krautschichtbereiche angewiesen sind, sukzessive zurückgehen, gleicht sich die Fauna der Streuwiesen mit zunehmend dichter und höherer Verschilfung immer mehr der reiner Schilfröhrichte der Verlandungsgürtel an. Sie eignen sich dann auch als Habitat für typische Tierarten landseitiger Abschnitte von Verlandungsröhrichten (z.B. als Brut habitat für Schilfrohrsänger und als Lebensraum für die Zwergmaus).

Viele charakteristische Tagfalterarten der Streuwiesen verschwinden bereits erheblich früher aus den Brachestadien als ihre Raupenfutterpflanzen. So sind Lungenenzian-Pflanzen für den Lungenenzian-Bläuling offensichtlich nicht mehr nutzbar, wenn der "Eiablage-Anflug" durch dicht stehende Schilfhalm behindert ist.

Bodenlegende Heuschreckenarten werden durch die zunehmende Bodenbeschattung aus sich verdichtenden Schilfbeständen brachliegender Streuwiesen verdrängt, da die artspezifischen minimalen Wärmesummen während der Embryonalentwicklung unterschritten werden. Die Eiablage in Pflanzenstengel, u.a. auch in Schilfhalm ermöglicht es den vertikal orientierten Schwertschrecken und der Großen Goldschrecke auch Streuwiesenbrachen mit rel. starker Verschilfung noch zu besiedeln, solange der Raumwiderstand und der Beschattungseffekt im Pflanzenbestand nicht zu extrem wird. In reinen Schilfröhrichten fehlen auch diese Heuschreckenarten.

Gegenüber noch genutzten Streuwiesen stärker vertreten ist dagegen die schilfgebundene Fauna. Ein Teil dieser Arten besiedelt Schilfbestände aller Art, andere zeigen jedoch eine deutliche Präferenz für Schilfbestände an nicht überschwemmten oder überstauten Flächen ("Landschilf"), z.B. in Streuwiesenbrachen. Zu den letzteren zählt die Zwergmaus, der Schilfrohrsänger und die Schilfgallenfliege, deren Zigarrengallen einigen "Nachmietern" als Bruthabitate dienen (z.B. für die stark gefährdete Wildbiene *Prosopis pectoralis* und andere Hautflügler), oder auch die Rötlichgelbe Schilfrohreule (*Mythimna straminea*). Streuwiesenbrachen mit fortgeschrittener Verschilfung und ausgeprägter Bodenstreulage werden weiterhin z.B. vom Röhricht-Glanzlaufkäfer (*Agonum thoreyi*) und anderen "hygrophilen Streubodenarten" bevorzugt besiedelt (siehe Kap. 1.5.2.6).

Auch dichter verschilfte Streuwiesenbrachen können also durchaus eine verhältnismäßig artenreiche Tierwelt aufweisen, allerdings handelt es sich überwiegend um im Vergleich zur typischen Fauna noch

genutzter Streuwiesen weiter verbreitete und weniger stark gefährdete Arten.

Verhochmoorung

Über die Veränderungen der Tierartengarnitur bei "verhochmoorten" Streuwiesen liegen keine Untersuchungen vor. Da ein Großteil der Hochmoor-Charaktertiere als ausgesprochen ausbreitungsschwach gilt, ist mit der Zuwanderung von Hochmoorarten in derartige Streuwiesenbrachen nur zu rechnen, wenn ein unmittelbarer Kontakt zu geeigneten Lieferbiotopen wie Hoch- und Übergangsmooren besteht.

Hochmoore weisen eine vergleichsweise artenarme, jedoch hoch spezialisierte und hochgradig gefährdete Tierwelt auf, die sich deutlich von der der Streuwiesen unterscheidet (siehe z.B. BURMEISTER 1980).

2.2.3 Bewertung

Zweifellos gibt es Brachestadien in Streuwiesen-Lebensräumen, die aus floristischer und faunistischer Sicht durchaus wertvoll sind, da diese unter anderem nutzungsempfindlichen Pflanzen- und Tierarten Refugien bieten, zusätzliche Ressourcen bereitstellen und ein kontinuierliches Ressourcenangebot sichern (z.B. während pflege-/bewirtschaftungsabhängiger Engpässe auf den Nachbarflächen).

Bei der Würdigung dieser frühen Sukzessionsstadien darf nicht vergessen werden, daß diese Stadien von relativ kurzer Dauer und ihrerseits pflegeabhängig sind. Zu ihrer Erhaltung ist die Mahd etwa im 2-5 jährigen Turnus angebracht, gegebenenfalls ist zudem die gezielte Bekämpfung vordringender Polykormone notwendig, so daß ein Pflegemanagement wie die "Kontrollierte Brache" (vgl. Kap. 2.1.1.8, S. 208) stattfinden muß.

Bleiben die Pflegeeingriffe aus und stattdessen die Brachesituation weiterhin bestehen, so bewirkt der Fortgang der Sukzessionsprozesse ("Verbuschung", "Verfilzung", "Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten", "Verschilfung", gegebenenfalls auch die "Vergrasung mit Reitgras-Arten" und die "Verhochstaudung mit *Solidago*-Arten) den Abbau der entomofaunistisch und anfangs auch noch floristisch wertvollen Stadien. Binnen 5-20 Jahren entstehen artenarme, oft strukturell auch recht monotone Birken-(Vor)Wälder, Faulbaum- oder Grauweidengebüsche, stark verfilzte (Alt)Grasbestände, Hochstaudenfluren der Schilf(pseudo)röhrichte. Mit dem Auftreten ausgedehnter Brachegrasfilzdecken, Verhochstaudungen und Vorwaldgruppen verliert sich zugleich immer mehr das markante und unverwechselbare Erscheinungsbild der Streuwiesen-Lebensräume; es ergeben sich erhebliche Änderungen des Landschaftsbildes.

Lediglich bei der "Verhochmoorung" brachgefallener Pfeifengraswiesen und Haarbinsenrieder entstehen hinsichtlich Artenausstattung (Flora!) Vegetationsbestände, die aus Artenschutzsicht den vormaligen genutzten Streuwiesen zumindest gleichwertig sind. In ihnen lassen sich durchaus seltenere und gefährdete Arten der Sphagnummoore wie *Andromeda polifolia* auffinden. Über die Beständigkeit

dieser mit Torfmoosen überzogenen Bracheflächen ist allerdings noch zu wenig bekannt, um Aussagen über einen langfristig eventuell angebrachten Pflegebedarf zu erlauben.

Auch kurzzeitige Brache muß in ihren Auswirkungen mit Bedacht abgewogen werden. Sie eröffnet häufig zu zeitig gemähten Spätblüchern wie den späten Enzianen (*Gentiana pneumonanthe* und *G. asclepiadea*) die Fruchtreife und verschafft der Kleintierwelt benötigte Habitatstrukturen. Allerdings kommt bereits bei kurzzeitiger Brache die Streufilzbildung in Gang, die Bestandesstruktur verändert sich durch ein gesteigertes Höhenwachstum und eine erhöhte Ertragsproduktion der Vegetationsdecke, so daß niedrigwüchsige, aus Artenschutzsicht oft besonders hochwertige Arten Konkurrenz Nachteile erleiden.

Der Abbau der abgestorbenen, in den Brachejahren nicht abgeräumten Phytomasse begünstigt eine allmähliche Aufdüngung des Standorts. Ruft man sich die in den letzten Jahrzehnten erheblich gestiegene Immissionsbelastung aus der Atmosphäre und die damit verbundene verstärkte Nährstoffzufuhr ins Gedächtnis, so wird deutlich, daß man mit dem regelmäßigen Einschieben von Brachejahren das Risiko einer allmählichen Eutrophierung des Streuwiesenstandorts eingeht.

Besonders kritisch ist das Gewähren auch kurzzeitiger Brachephasen in Streuwiesen-Lebensräumen zu beurteilen, die zur Verschilfung oder zur Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten neigen. Die Zunahme des Schilfs und der Hochstauden erfolgt im Brachefall sehr rasch. Schon eine geringfügige Zunahme der Halmdichte von *Phragmites australis* kann die Lebensmöglichkeiten von Insektenarten stark einschränken, die Überflutungs-Streuwiesen bewohnen (vgl. Kap. 2.2.2, S. 222, "Verschilfung"). Bereits drei bis fünf Jahre Brache können ausreichen, um die Strukturbeschaffenheit derartiger Streuwiesen infolge Verschilfung vollkommen zu verfremden und sie floristisch und faunistisch stark zu entwerten.

Einschneidende - nicht ohne weiteres wieder umkehrbare - standörtliche Veränderungen verursachen FILIPENDULION-Hochstauden. Durch starke Transpiration wirken sie entwässernd, ihre leicht abbaubare Streu begünstigt die N-Mineralisation, so daß der Nährstoffumsatz der von ihnen besiedelten Streuwiesenstandorte erheblich gesteigert wird (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220). Eine Rückführung auf das vormalige Nährstoff-Niveau ist ein langwieriges Unterfangen und setzt eine längere Bewirtschaftung im früheren Stil voraus (vgl. KLÖTZLI 1978: 190).

Es versteht sich von selbst, daß die Verhochstaudung von Streuwiesenbrachen mit den neophytischen Goldruten, die zur Verdrängung der heimischen Flora führt, negativ zu beurteilen ist.

Generell bleibt festzuhalten, daß späte Brachestadien der Streuwiesen-Lebensräume bevorzugende Arten heute nur ausnahmsweise gefährdet sind. Brachezustände stellen heute auch dort keine Mangel-situation dar, wo wieder verstärkt die Streuwiesenflächen in die Mahdpflege genommen worden sind

(z.B. im Tätigkeitsbereich des Maschinenringes Oberland/Lkr. WM und GAP). Vielfach gilt jedoch noch die gegenteilige Situation, nach der Verbrauchszustände die Regel, Nutzungs- und Pflegezustände die Ausnahme darstellen (vgl. Kap. 1.11.2). Aus diesem Sachverhalt ergeben sich konzeptionelle Schlußfolgerungen (Kap. 4).

2.3 Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse

(Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen von Nutzungsänderungen und Störeinflüssen auf Streuwiesen behandelt, soweit sie für die Pflegekonzeptplanung relevant sind.

Im ersten [Unterkapitel 2.3.1](#) werden zunächst die Auswirkungen der Aufforstung beschrieben. In Anknüpfung an das vorhergehende "Sukzessionskapitel" ([Kap. 2.2](#), S. 214) erfolgt ein Vergleich der Brache und der Aufforstung.

Im [Unterkapitel 2.3.2](#) (S. 226) wird dargestellt, anhand welcher "Warnarten" sich schleichende Eutrophierungen erkennen lassen. Außerdem werden die Ergebnisse einiger Düngeversuche zu Streuwiesen wiedergegeben.

Das dritte [Unterkapitel 2.3.3](#) (S. 229) beschreibt die Vegetationsveränderungen auf Streuwiesen und streugennutzten Quellmooren, die bei Entwässerung zu beobachten sind.

Das vierte [Unterkapitel 2.3.4](#) (S. 230) behandelt kurz die Folgen der Mehrschnittnutzung und intensiver Beweidung.

Das fünfte [Unterkapitel 2.3.5](#), (S. 230) beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Freizeit- und Erholungsbetriebes auf Streuwiesen-Lebensräume.

2.3.1 Aufforstung

Aufforstungen stellen a priori eine Zerstörungsform von Streuwiesen-Lebensräumen dar. Eine ausführliche Schilderung der Auswirkung der Aufforstung auf die Streuwiesen-Vegetation und -Fauna erübrigt sich daher, zumal die Auswirkungen der Beschattung schon im Sukzessionskapitel behandelt wurden.

Letztendlich führen auf den anthropogenen Streuwiesen auf die Dauer sowohl Brache als auch Aufforstung zu einer +/- geschlossenen Bewaldung. Während bei Brache sich jedoch zunächst mehrere, nebeneinander ablaufende Sukzessionsprozesse beobachten lassen, die während der Divergenzphase (vgl. [Kap. 2.2.1.1](#)) zu einer Differenzierung zwischen verbuschten, verwaldeten, schwach verfilzten, stark verfilzten, verbulteten, verhochstaudeten,

verschilften, vermoosten und schließlich noch recht wenig veränderten Partien führen, verursacht die Aufforstung von vornherein eine Monotonisierung des Lebensraumes. Bei Brache erfolgt diese Monotonisierung erst mit Einsetzen der Konvergenz-Phase (vgl. [Kap. 2.2.1.1](#)) nach etwa 15-30 Jahren. In sehr nassen Quellmooren und Großseggenriedern können sich gepflanzte Gehölze gewöhnlich nicht entwickeln, sie sterben bald wieder ab.

Eine Freisetzung von Nährstoffen kann durch die beim Pflanzvorgang initiierte Torfmineralisation eingeleitet werden, die Bodenbewegung begünstigt die Ansiedlung von Störzeigern. Mit beginnendem Kronenschluß, der bei Nadelbäumen in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen nach 8 bis 15 Jahren erfolgt, nimmt die Deckung der Krautschicht rasch ab. Eine vergleichsweise hohe Beständigkeit zeigt das relativ beschattungsverträgliche Pfeifengras, das zumindest randlich auch in älteren Aufforstungen vielfach noch mit einzelnen Horsten zu finden ist. Bei ausreichender Bodennässe verharren auch einige Moosarten. Der Rückgang der charakteristischen Entomofauna eilt dem Verschwinden der Nektar- bzw. Futterpflanzen häufig schon voraus. Das Verschwinden dieser Insekten ist eine Folge der veränderten Habitatstruktur und der beginnenden Beschattung.

Die standörtlichen Veränderungen nehmen in Abhängigkeit von der gepflanzten Gehölzart einen geringfügig modifizierten Verlauf. Generell leiten sämtliche Gehölzarten mit zunehmender Nadel- bzw. Blattmasse aufgrund ihrer Pumpwirkung eine verstärkte Entwässerung ein. Diesen Vorgang bezeichnet H. MAYER (1984: 129) als "biologische Drainage" und empfiehlt deshalb die Anpflanzung von Schwarzerlen auf vernässten Standorten als Vorwaldart bevor Aufforstungen mit weiteren Nutzholzarten vorgenommen werden. Die Transpirationsleistung der auf Streuwiesenstandorte bevorzugt gepflanzten Laubholzarten Pappel und Erle übertrifft die von Nadelgehölzen während der Sommermonate wesentlich*. Mit der Abnahme des Bodenwassergehalts verbessert sich die Nährstoffverfügbarkeit. Zusätzlich führt der von Jahr zu Jahr mit zunehmender Aufwuchshöhe umfangreichere Laubfall zu einer allmählichen Aufdüngung des Standorts.

Das verhältnismäßig mineralstoffreiche, abgeworfene Laub der Pappeln und Erlen zersetzt sich auf den oberflächlich ausreichend durchlüfteten Moor- und Gleyböden ziemlich rasch. Die sich innerhalb kurzer Zeit im Boden ausbreitenden Feinwurzeln der Laubgehölze schließen weitere Nährstoffe auf und machen sie für die Krautschicht verfügbar ("Nährstoffpumpe"). Bei einer Erlenanpflanzung kommt noch eine zusätzliche N-Fixierung durch symbiontisch lebende Actinomyceten (MAYER 1984: 128 f.) hinzu. In Aufforstungen mit Erlen oder

* Pappeln und Erlen werden wegen ihrer Fähigkeit, den Bodenwassergehalt staunasser Standorte merklich zu senken, als "Pumpende Gehölzarten" bezeichnet.

Pappeln stellen sich recht rasch eine Verbesserung des Nährstoffangebotes und wegen deren enormer Wuchsleistungen von bis zu 1 m/Jahr eine wirksame Schattwirkung ein.

Nadelgehölze wachsen auf den zumeist nassen Standorten weitaus langsamer (zusätzlich Gefahr der Rotfäule), beschatten aber bei dichtem Pflanzabstand mit zunehmendem Kronenschluß den Standort ganzjährig und intensiver. Die Nadelstreu zersetzt sich wegen ihrer Nährstoffarmut und ihres niedrigen pH-Werts nur sehr langsam und bildet eine anwachsende Rohhumusdecke. In Kalkflachmooren wird die Nadelstreu im allgemeinen etwas rascher abgebaut, dennoch verändert der entstehende Moderhumushorizont das Oberbodenmilieu durch Senkung des pH-Werts.

2.3.2 Eutrophierung und Düngung

Wie bereits in Kap. 1.7.1 ausgeführt wurde, stellt die Armut von pflanzenverfügbaren Nährstoffen (insbesondere an P und K) eine entscheidende Voraussetzung für das Vorkommen der Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen dar. Selbst die keineswegs oligotrophen Überflutungsstreuwiesen mit der Steif-Segge als dominanter Art sind gegen Nährstoffeinträge, die über das natürliche Maß hinausgehen empfindlich und reagieren bei erhöhtem Nährstoffeintrag mit einem Umbau der Vegetationsdecke.

Den niedrigen, einigermaßen ausgeglichenen Nährstoffniveaus entsprechend, gedeihen vorwiegend oligotrophente und allenfalls mesotrophente, oft peinoforme (vgl. Kap. 1.4.1.4) Pflanzenarten. Unter den gegebenen Standortverhältnissen, die von den durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen entscheidend mitgeprägt sind, erlangen diese Pflanzenarten ihre größte Konkurrenzkraft und schließen sich zu den einzelnen Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen zusammen.

Erfolgt nun eine Erhöhung der Nährstoffversorgung, so ändern sich die Konkurrenzverhältnisse. Ab einer bestimmten Nährstoffversorgung vermögen die anspruchsvolleren und kampfkraftigeren Arten der Feuchtwiesen (CALTHION-Ges.), Hochstauden (FILIPENDULION-Ges.), in recht trockenen Streuwiesentypen auch der Glatthaferwiesen (ARRHENATHERION-Ges.), in sehr nassen Streuwiesen der eutraphenten Röhrichte (PHRAGMITION/MAGNOCARICION) Fuß zu fassen und die angestammte Streuwiesenvegetation allmählich zu verdrängen. Durch diesen Vorgang erfahren Streuwiesen schwerwiegende Veränderungen; unter anderem vollzieht sich durch Aufdüngung eine gravierende Verarmung an Streuwiesenarten, wobei in erster Linie die aus Naturschutzsicht besonders hochwertigen Arten vom Verschwinden betroffen sind.

Derartige Veränderungen sind in den vergangenen Jahrzehnten in großem Umfang durch Aufdüngung (meist in Verbindung mit gleichzeitiger Entwässerung) herbeigeführt worden, um Streuwiesen in ertragreicheres Wirtschaftsgrünland umzuwandeln. Auf diese Entwicklung ist bereits in Kap. 1.11.1 eingegangen worden. Heute werden Streuwiesen

vielfach unbeabsichtigt von den Eutrophierungen erfaßt (vgl. Kap. 1.11.3.5). Von einer solchen unbeabsichtigten Eutrophierung sind auch Streuwiesen innerhalb von Naturschutzgebieten oder von flächenhaften Naturdenkmälern betroffen. Unbeabsichtigte Nährstoffeinträge erfolgen häufig von unmittelbar angrenzenden, intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen aus, die in geringer Entfernung benachbart von den Streuwiesen liegen, so daß beispielsweise erhebliche Düngermengen eingeweht werden können. Durch Windtransport werden Düngestoffe mitunter weit ins Streuwiesennere verdriftet, und so eine schleichende Eutrophierung bewirkt. Der Lateraltransport kann auch über das Grundwasser und über Hangzugwasser erfolgen, in dem gelöste Nähr- und Mineralstoffe einem Streuwiesenbestand zugeführt werden. Nährstoffeinträge sind zudem über das Überflutungswasser (z.B. eines stark mit P belasteten Sees oder Flusses) möglich.

Da Eutrophierungen die Lebensbedingungen der Streuwiesen per se untergraben, muß bei der festzulegenden Pflegeplanung Eutrophierungen weitestmöglich entgegengewirkt werden. Woran sind "schleichende" Eutrophierungen zu erkennen, wie wirken sie sich aus? Eine möglichst zeitige Diagnose sollen die nachfolgenden Ausführungen des Kap. 2.3.2.1 erleichtern. Das Kap. 2.3.2.2 (S. 228) gibt die Ergebnisse eines Versuchs von EGLOFF (1983 u. 1986) aus dem Schweizer Mittelland wieder, bei dem die Auswirkungen der Düngung auf Pfeifengraswiesen-Bestände experimentell überprüft wurden.

2.3.2.1 Zur Erkennung von Eutrophierungsschäden

Das Ausmaß der Störung und somit der Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung hängt von der Art, der Intensität und der Dauer der zusätzlichen Nährstoffanlieferung ab. Bisweilen läßt sich schon aus der Distanz erkennen, daß Streuwiesen oder Teile davon eutrophiert sind. Eine größere Wuchshöhe und Wuchsdichte der Vegetation sind Hinweise darauf, daß eine Streuwiese Nährstoffeinträge bezieht oder daß sie früher zumindest vorübergehend gedüngt worden ist.

A) Pfeifengraswiesen und Übergangsbestände von Kleinseggeriedern zu Pfeifengraswiesen

Bezeichnend für eutrophierte Pfeifengras-Streuwiesen ist zudem eine vorzeitige, bereits im Juli und im zeitigen August erfolgende, bleichfarbene Verstrohung, da Fettgräser wie der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), der Wiesen-Schwingel (*Festuca pratensis*), das Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und vor allem das für eutrophierte Pfeifengraswiesen besonders typische Honiggras (*Holcus lanatus*) (vgl. Foto Q8) früher welken als die bestandesbildenden Pfeifengras-Arten (*Molinia caerulea* et *arundinacea*). Während intakte Pfeifengraswiesen erst im September beginnen, ihre sommerliche graugrüne Farbe gegen die spätsommerlichen und herbstlichen, gelbbraunen, dunkelbraunen und graubraunen, strohigen Farbtöne einzutauschen, erfolgt

dieser Farbwechsel bei eutrophierten Pfeifengraswiesen bereits drei Wochen oder sogar einen Monat früher.

Umgekehrt wird eine Pfeifengras-Streuwiese mit Eutrophierungsschäden im Frühjahr rascher grün. Intakte Streuwiesen nehmen ihre charakteristische graugrüne Färbung bei normaler Witterung erst in der ersten (Tief lagen) und in der zweiten Mai-Dekade (Montanbereich) an. Eutrophierte Partien von Pfeifengraswiesen überziehen sich dagegen schon Mitte April mit einer frischgrünen Farbe (siehe Foto Q9), während die +/- intakten Teilflächen noch ihre fahl-winterbraune Färbung zeigen.

Nachfolgend werden fünf Artenlisten von Blütenpflanzen-Arten zusammengestellt, die von einem verbesserten Nährstoffangebot in Pfeifengras-Streuwiesen profitieren. Diese Listen können vorläufig nur einen provisorischen Charakter haben und müssen zudem auf die örtlichen Verhältnisse hin modifiziert werden (einige Ergänzungen möglich, einige Streichungen erforderlich). Zu den Vegetationsveränderungen, die sich auf diesem Rasentyp bei Eutrophierung vollziehen, liegen aus dem deutschsprachigen Raum bisher in erster Linie aus der Schweiz einschlägige Publikationen vor, wichtig sind in diesem Zusammenhang die Arbeiten von BOLLER-ELMER (1977) und besonders von EGLOFF (1983/1984/1986).

Vorläufig können die Gefäßpflanzen, die offensichtlich zu den Nutznießern von Eutrophierungen in Pfeifengras-Streuwiesen gehören und die sich deshalb als Zeiger- bzw. "Warnarten" (vgl. EGLOFF 1986: 135 ff.) für diesen Störeinfluß eignen, nach EGLOFF (1984: 31 ff. und 1986: 70 f.), ergänzt durch eigene Beobachtungen* (SCHWAB/ QUINGER/ RINGLER), wie folgt gruppiert werden :

1) Arten, die auch für intakte Pfeifengras-Streuwiesen (MOLINION-Ges.) bezeichnend sind. Durch die Eutrophierung erreichen sie jedoch sehr hohe Deckungswerte und bilden oft +/- dicht "wuchernde" und auffällige Herden, wie sie in ungestörten Pfeifengras-Streuwiesen niemals zu beobachten sind :

<i>Centaurea jacea subsp. angustifolia</i>	Schmalblättrige Wiesen-Flockenblume
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel
<i>Dianthus superbus</i> *	Pracht-Nelke
<i>Galium verum</i> *	Echtes Labkraut
<i>Galium boreale</i> *	Nordisches Labkraut
<i>Inula salicina</i>	Weiden-Alant
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut
<i>Rhinanthus</i> -Arten *, z.B.	Klappertopf-Arten
<i>R. glacialis</i>	Begrannter Klappertopf
<i>R. alectorolophus</i>	Zottiger Klappertopf
<i>R. minor</i>	Kleiner Klappertopf
<i>Senecio helenites</i> *	Spatel-Greiskraut

<i>Serratula tinctoria</i> *	Färberscharte
<i>Succisa pratensis</i> *	Teufelsabbiß

2) Hochstauden, Brachegräser und Arten eutrophenter Röhrichte (FILIPENDULION und PHRAGMITION) sowie typische Arten der **Kohldistelwiesen**, die in Pfeifengraswiesen sonst nur vereinzelt und zerstreut anzutreffen sind, breiten sich aus :

<i>Agrostis gigantea</i>	Fioringras
<i>Angelica silvestris</i>	Wald-Engelwurz
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Land-Reitgras
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß
<i>Hypericum tetrapterum</i> *	Vierflügeliges Johanniskraut
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Lythrum salicaria</i> *	Blutweiderich
<i>Symphytum officinale</i>	Echte Wallwurz
<i>Valeriana officinalis</i>	Echter Baldrian

3) Typische Arten der Fettwiesen (ARRHENATHERION und CYNOSURION), die vorher höchstens punktweise und in kümmerlicher Form anzutreffen waren, etablieren sich zunehmend nach Nährstoffeinträgen :

<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer
<i>Achillea millefolium</i>	Wiesen-Schafgarbe
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Trespel
<i>Carum carvi</i>	Kümmel
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut
<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuelgras
<i>Festuca pratensis</i>	Wiesen-Schwingel
<i>Galium mollugo</i>	Wiesen-Labkraut
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras
<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse
<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinak
<i>Phleum pratense</i>	Wiesen-Lieschgras
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich
<i>Pimpinella major</i>	Große Pimpinelle
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß
<i>Rumex acetosa</i>	Sauerampfer
<i>Taraxacum officinale</i>	Gewöhnlicher Löwenzahn
<i>Trifolium pratense</i>	Rot-Klee

* Die ergänzten Arten sind mit einem Stern * markiert.

<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee
<i>Trisetum flavescens</i>	Goldhafer
<i>Vicia sepium</i>	Zaun-Wicke

4) Eine Zwischenstellung zwischen Artengruppe 1 und 3 nehmen die folgenden Wiesenpflanzen ein, die vorwiegend im eutrophen MOLINION und im mageren Feuchtgrünland gedeihen; in ungestörten Pfeifengraswiesen spielen sie nur eine untergeordnete Rolle oder fehlen sogar, in eutrophierten bilden sie dagegen oft auffällige Massenbestände :

<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ruchgras
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>jacea</i>	Wiesen- Flockenblume
<i>Colchicum autumnale</i>	Herbstzeitlose
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	Margerite
<i>Cruciata laevipes</i>	Kreuz-Labkraut
<i>Festuca rubra</i>	Rot-Schwingel
<i>Hypericum perforatum</i>	Tüpfel-Johanniskraut
<i>Knautia arvensis</i>	Acker-Witwenblume
<i>Lotus corniculatus</i>	Hornklee
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke
<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume
<i>Stachys officinalis</i>	Heil-Ziest
<i>Stellaria graminea</i>	Gras-Sternmiere
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke

5) Pionierarten, bei der Besiedlung offener Stellen und auch bei der Eroberung brachgefallener Pfeifengraswiesen sehr konkurrenzstark:

<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gewöhnlicher Hohlzahn
<i>Picris hieracioides</i>	Gewöhnliches Bitterkraut
<i>Ranunculus repens</i> *	Kriechender Hahnenfuß
<i>Senecio erucifolius</i>	Raukenblättriges Greiskraut
<i>Silene dioica</i>	Rote Lichtnelke
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadische Goldrute
<i>Solidago gigantea</i>	Riesen-Goldrute

B) Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder

Zu den Warnarten, die für nasse Kleinseggenrieder und Hangquellmoore charakteristisch sind, existiert unseres Wissens keine Literatur.

Nach eigenen Erhebungen äußern sich in **nasse Hang-Kalkquellmoore** vordringende Nährstofffronten (vgl. KLÖTZLI 1986: 352) im Auftreten auffälliger Schilfherden (*Phragmites australis*). Zunahmen in Dominanz und Wüchsigkeit verzeichnet die Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*), die von einer Vergrößerung des Nährstoffangebots in Hangquellmooren profitiert und sich oft gemeinsam mit der Wasser-Minze (*Mentha aquatica*) ausbreitet. Unter den Hochstauden-Arten ist der Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) typisch für gestörte Hang-Quellmoore. Unter den Poaceen erscheint häufig die Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) als auffälligste Störart in eutrophierten Hang-Quell-

mooren; die Gräser des Wirtschaftgrünlandes spielen aufgrund der großen Nässe nur eine sehr untergeordnete Rolle.

Bezeichnend für eutrophierte Kleinseggenrieder ist ferner das Auftreten einiger Arten der Bachkratzdistelwiesen und der Wiesensilgen-Wiesenknopfwiesen wie die Bach-Kratzdistel (*Cirsium rivulare*), die Trollblume (*Trollius europaeus*), das Sumpf-Vergrößerblume (*Myosotis palustris*), der Zweihäusige Baldrian (*Valerianella dioica*), die Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*), der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*), der Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*), der Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) und die Wiesensilge (*Silaum silaus*). In eutrophierten Kleinseggenriedern der Seerieder setzen sich meso- bis eutraphente MAGNOCARICION-Arten wie *Lythrum salicaria* und *Senecio paludosus* (vgl. EGLOFF 1986: 72) fest.

Unter den Moosarten können die Arten der *Calliergonella cuspidata*-Gruppe (insbesondere *Climacium dendroides*!) als Indikator-Arten für Eutrophierung in Kleinseggenriedern gelten, die Arten der *Bryum pseudotriquetrum*-Gruppe (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.2.1) werden bei Eutrophierung deutlich begünstigt.

Als ein Eutrophierungszeiger **kalkarmer Hang-Quellmoore** kann die Spitzblütige Binse (*Juncus acutiflorus*) gelten, die sich dort analog wie die Stumpfblütige Binse in kalkreichen Quellmooren verhält. Typische krautige Eutrophierungszeiger in kalkarmen Hangquellmooren sind der Sumpf-Hornklee (*Lotus uliginosus*), der in dichten Trupps auftretende Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) und das Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*). Die Arten der Bachkratzdistelwiesen wie die Trollblume besiedeln auch eutrophierte Quellmoore, die kalkarm sind.

C) Steifseggen-Streuwiesen

Charakteristisch für eutrophierte Steifseggen-Streuwiesen ist eine verstärkte Vitalität des Schilfs. Eine sichere Indikatorart für, durch das Überflutungswasser überdüngte Steifseggen-Streuwiesen im Murnauer Moos (eig. Beobachtung), ist das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Auf Eutrophierung der Steifseggen-Streuwiesen deutet auch eine verstärkte Vitalität der Sumpf- und der Schlank-Segge (*Carex acutiformis* und *C. gracilis*) hin.

2.3.2.2 Auswirkungen der Düngung auf die Streuwiesen-Vegetation

Düngungsversuche in Streuwiesen fanden schon Ende des letzten Jahrhunderts statt. Dabei ging es in erster Linie um die Klärung der Frage, ob sich durch Düngung die Streuerträge steigern lassen (vgl. STEBLER 1898: 112). Der Einsatz von Hofdünger wie Gülle und Mist, aber auch von stickstoffhaltigen Kunstdüngern wurde als ungeeignet bezeichnet, da eine einseitige Förderung der Futterpflanzen und somit eine Umwandlung der Streuwiese in eine Futterwiese erfolgt (STEBLER 1898: 113). Erprobt wurden Thomasmehl (ein P-Dünger) und Kaolinit (ein K-Dünger), Ausbringungen von 52 kg P/ha

sollten nach STEBLER nur alle drei Jahre erfolgen. Der Steigerung des Ertrags standen folgende Negativentwicklungen gegenüber (STEBLER 1898: 113):

- "die Qualität der Streu ist eine geringere";
- "die kleartigen Gewächse begünstigen vermöge ihrer Befähigung, den Boden mit Stickstoff zu bereichern, auch die Futtergräser, während die Streuegräser leicht verdrängt werden";
- "durch die Düngung wird die Vegetation verfrüht, wobei die spät sich entwickelnden Streuegräser nicht Schritt zu halten vermögen und deshalb unterdrückt werden".

In dem von EGLOFF (1983/1986) in den frühen 80er Jahren durchgeführten Düngungsversuch von Pfeifengraswiesen im Schweizer Mittelland zeigte es sich, daß sich dort zunächst kaum neue Arten etablierten. Die deutlichste Förderung erfuhren das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und das Fioringras (*Agrostis gigantea*), die bereits zu Versuchsbeginn in geringer Deckung auf der Versuchsfläche vorkamen. Trotz hoher Düngergaben bei dem Versuch "Lunnerallmend" (240 kg N, 70 kg P und 418 kg K /ha und Jahr; vgl. EGLOFF 1986: 14) kam es nicht zu drastischen Umstellungen der Artenzusammensetzung. EGLOFF (1986: 132) nimmt an, daß dies auf die Beibehaltung der einschürigen herbstlichen Mahd zurückzuführen ist und keine Umstellung auf ein mehrschüriges Mahdregime erfolgte. Futtergräser siedelten sich auf den zu Versuchsbeginn ungestörten Versuchsflächen kaum an. Unter den krautigen Streuwiesenpflanzen erfuhren insbesondere *Inula salicina*, *Mentha aquatica*, *Cirsium palustre*, *Centaurea angustifolia* und *Pulicaria dysenterica* eine Förderung (EGLOFF 1986: 134). Stark benachteiligt waren insbesondere bei Volldüngung dagegen einige niedrigwüchsige Arten wie *Carex hostiana*, *Carex panicea* und *Schoenus nigricans*, die der Konkurrenz um das Licht unterlagen (EGLOFF 1986: 72).

Auf einer zweiten Versuchsfläche ("Kloten") profitierten die schon zu Versuchsbeginn vorhandenen Futtergräser *Holcus lanatus* und *Festuca rubra* (EGLOFF 1986: 132) von den Düngungen. Unter den Grünlandkräutern reagierte vor allem *Galium album* mit einer Zunahme der Deckungswerte (EGLOFF 1986: 71).

In einem Düngungsversuch am Chiemsee, der auf einer als "SCHOENO-MOLINIETUM" charakterisierten Streuwiese durchgeführt wurde, nahmen nach FINCKH (1960: Tab. 1) neben *Holcus lanatus* und *Festuca rubra* auch *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca pratensis* und *Poa pratensis* auf den NP-, PK- und den NPK-Parzellen stark zu. Die starke Zunahme von *Poa pratensis* erklärt EGLOFF (1986: 133) mit der zweischürigen Mahdnutzung der Versuchsfläche FINCKHs. Auf sauren Pfeifengraswiesen erwies sich häufig *Holcus lanatus* als Hauptnutznießler bei Düngungsversuchen (vgl. EGLOFF 1986: 133).

Entscheidend für den Ablauf für die durch Düngung induzierte Sekundärsukzession auf Pfeifengras-Streuwiesen ist die floristische Zusammensetzung sowie das Samenpotential des Ausgangs-

bestandes. Bei PK-Düngung nehmen Leguminosen im Bestand nur dann stark zu, wenn sie im Ausgangsbestand bereits vorhanden sind. Trotz mehrjähriger PK-Düngung geht nach KLAPP (1965: 77) die Entwicklung einer Pfeifengraswiese zur Glatthawiese nur langsam vor sich, wenn im Ausgangsbestand keine Leguminosen angesiedelt sind, die zugleich die N-Mineralisation ankurbeln.

2.3.3 Entwässerung

In diesem Kapitel geht es nicht darum, die Wirkungen tiefgreifender Entwässerungen zu schildern, die zu einer Umwandlung von Streuwiesen-Lebensräumen führen und oft die Voraussetzung bilden, diese in produktives Acker- und Wirtschaftsgrünland umzuwandeln. Statt dessen wird auf Entwässerungen hingewiesen, die zwar erhebliche Veränderungen in der Vegetationsdecke verursachen, aber nicht den grundsätzlichen Charakter der Lebensgemeinschaft als Streuwiese in Frage stellen.

Derartige Entwässerungen treten häufig mit der Errichtung von Quellfassungen in Hangquellmooren auf. Entwässerungen finden zudem bei der Bewirtschaftung von Pfeifengraswiesen statt, die zu diesem Zweck mit einem Grabennetz durchzogen sind. Nicht selten wird bei Grabenräumungen "über das Ziel hinausgeschossen" und durch eine Vertiefung der Grabensohle und durch eine Verbreiterung des Grabenprofils übermäßige Entwässerungen verursacht.

2.3.3.1 Merkmale schwach entwässerter Hangquellmoore

In Kopfbinsen- und Davallseggen-Hangquellmooren stellen schwache Entwässerungen ein sehr verbreitetes Phänomen dar, das häufig durch Quellfassungen zur Trinkwassergewinnung verursacht ist. Gelegentlich stößt man (z.B. in einem Hangquellmoor südlich von Machtlfing/Lkr. STA im Jahr 1986; in einem Quellmoor bei Antdorf/Lkr. WRM im Jahr 1990) auch auf niedrige Gräben (ca. 20 cm tief), die angelegt wurden, um die Pflegemahd leichter durchführen zu können.

Die mittleren Grundwasserstände sind in erkennbar schwach gestörten Hangquellmooren offenbar nicht mehr als 2-3 dm abgesenkt, sie nähern sich denen der Pfeifengraswiesen an (vgl. Kap. 1.3.2.3, Grundwasserkennwerte zu "trockenes, vermutlich gestörtes Mehlsprimel-Kopfbinsenried"). Charakteristisch für durch schwache Entwässerung geschädigte Hangquellmoore ist das Fehlen von Quellkreischlenken in den Verebnungen und von Rieselbahnen in den hängigen Partien, da die Bodenwasserstände nur noch selten oder gar nicht mehr bis zur Bodenoberfläche reichen. Bezeichnend für Hangquellmoore mit Trockenschäden ist das verstärkte Auftreten des Pfeifengrases und auffälliger MOLINIEN-Arten wie *Succisa pratensis*, *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria*, *Stachys officinalis* und *Centaurea angustifolia*, die in nassen, unbeeinträchtigten Hangquellmoor-Teilen fehlen.

Stark an Deckung gewinnt häufig die Blaugrüne Segge (*Carex flacca*) hinzu, die sich insbesondere auf trockengefallenen Quellkalken stark ausbreiten kann. In niederschlagsreich-montanen Regionen profitiert häufig die Haarbinse (*Trichophorum cespitosum*) von schwachen Entwässerungen der Hang-Quellmoore.

Zu den Hangquellmoor-Arten, die bereits bei geringfügiger Entwässerung verschwinden, gehören insbesondere die beiden Orchideen-Arten *Spiranthes aestivalis* und *Liparis loeselii* (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5) sowie *Drosera anglica* und *Eleocharis quinqueflora*. Unter den Moosen sind *Scorpidium scorpioides* (vgl. Kap. 1.4.2.2.2) und *Calliargon trifarium* besonders empfindlich. Umgekehrt können diese Arten auch als ausgesprochene Qualitätszeiger für hydrologisch unbeeinträchtigte Quellmoore gelten.

2.3.3.2 Zu starke Grabenentwässerung in Pfeifengraswiesen

Die Pfeifengraswiesen verdanken nicht selten ihre Entstehung der Absenkung der Grundwasserstände auf das ihnen optimal zusagende Maß. Aufgrund der Grundwasserkennwerte (vgl. Kap. 1.3.2.3, "Pfeifengraswiesen") hält EGLOFF (1984: 14) in zu Kleinsiegenriedern überleitenden Pfeifengraswiesen ("SCHOENETO-MOLINIETUM") eine maximale Grabentiefe von 30 cm für vertretbar; zudem soll die Grabenbreite nicht über die Breite etwa eines Handspatens hinausreichen. Werden die Gräben tiefer gezogen und verbreitert, was im Zuge von Grabenräumungen häufig geschieht, so kann neben der Austrocknung offenbar auch eine Verringerung der $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ -Versorgung des Wurzelraumes zu erheblichen floristischen Veränderungen führen. Auf ehemals nassen Pfeifengraswiesen im Raum Peiting/Peissenberg (Lkr. WM), die reich mit calciphilen Arten wie *Gentiana clusii* und *Primula farinosa* ausgestattet waren, verursachte die Tieferlegung der Grabensysteme im Verlauf von 10 bis 15 Jahren einen drastischen Rückgang dieser Arten auf höchstens 5% des Ausgangsbestandes (KLONZ 1992, mdl.). Die durch die Entwässerung herbeigeführte größere Trockenheit erklärt zumindest nicht den Rückgang des Stengellosen Enzians, der in derselben Region Kalkmagerrasen besiedelt, die nicht grundwasserbeeinflusst sind (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.3). Eine zwischenzeitliche Brachlegung der Streuwiesen, die man ebenfalls für den Rückgang dieser Rosettenpflanzen hätte verantwortlich machen können, war in diesem Zeitraum nicht erfolgt.

Auf Niedermoor-Pfeifengraswiesen, bei denen die Grundwasserstände zu stark abgesenkt werden, betrachtet man häufig die Ausbreitung trockenheitstragender Azidophyten wie *Festuca ovina* var. *turfosa* (= Moorform des Schaf-Schwingels, vgl. GÖRS 1968), *Nardus stricta*, *Potentilla erecta* und *Carex echinata* (nicht *Carex nigra*, die zu nässebedürftig ist!). Auf völlig entwässerten ehemaligen Pfeifengraswiesen im Donaumoos bei Leipheim (Grundwasserabsenkung mehrere Meter) ver-

schwanden schließlich auch die Arten der Pfeifengraswiesen vollständig und machten einem artenarmen Thymian-Torfschwingelrasen Platz. Entwässerungen von Streuwiesenstandorten sind nicht unbedingt mit wesentlichen Verbesserungen des Nährstoffhaushalts verknüpft, solange nicht zugegüht wird. Zwar erfolgt insbesondere auf Niedermoorböden eine verbesserte Mineralisation des im Torf gebundenen Stickstoffs, die aber wegen der niedrigen Bevorratung dieser Böden mit pflanzenverfügbarem K und P keineswegs zu Eutrophierungen führen muß (vgl. Kap. 1.3.3., PFADENHAUER 1989: 29).

2.3.4 Mehrschnittnutzung, intensive Beweidung

Eine zweite Mahd während der Vegetationsperiode benachteiligt Streuwiesenpflanzen mit ihrem langwierigen Entwicklungszyklus. Übt schon eine Sommermahd allein eine stark selektive Wirkung zugunsten frühblühender Arten bzw. relativ regenerationsfreudiger Futtergräser (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184) aus, so werden durch eine Doppelmahd im Sommer und Herbst die Fruktifikation der meisten Hoch- und Spätsommerblüher unterbunden. Insbesondere für das Pfeifengras entfällt die Möglichkeit einer Nährstoff-Retranslokation, weshalb es rasch zurückgedrängt wird (KAPFER & PFADENHAUER 1986).

Wenn einer Mehrschnittnutzung einer (ehemaligen) Streuwiese eine Düngung vorausgegangen ist, nimmt die Deckung bereits vorhandener Futtergräser und Fettwiesenkräuter rasch zu. Besonders begünstigt werden sich vorwiegend vegetativ verbreitende Arten wie z.B. *Poa pratensis* oder *Ranunculus repens*.

Eine intensive Beweidung im Anschluß an eine Düngung bewirkt eine rasche Bestandsumschichtung zugunsten niedrigwüchsiger und kriechender Arten, es entsteht im Regelfall eine binsenreiche Fettweide des Verbands CYNOSURION (HACKER 1985).

2.3.5 Erholungsnutzung, Besucherverkehr

Die Inanspruchnahme von Streuwiesen durch Erholungssuchende geschieht besonders häufig, wenn sie in der unmittelbaren Umgebung von zum Baden geeigneter Seen und Weiher liegen. Erhebliche Schäden an aus Sicht des Artenschutzes besonders wertvollen Streuwiesenflächen kann der (wiederholte) Besuch von "Naturliebhabern" verursachen, die attraktiven und seltenen Arten nachspüren oder einfach in unregelmäßiger Form den Naturgenuß suchen.

Von allen Auswirkungen, die im Zusammenhang mit dem Erholungsverkehr auftreten, kommt dem Tritt die größte Bedeutung zu (Kap. 2.3.5.1, S. 231). In Streuwiesen-Lebensräumen, die von empfindlichen Vogelarten als Brutgebiet besiedelt werden, kann die Beunruhigung (Kap. 2.3.5.2, S. 232) einen ersten Störfaktor bilden.

2.3.5.1 Auswirkungen des Tritts auf die Vegetation von Streuwiesen

Von den durch Erholungssuchende verursachten Beeinträchtigungen führt mechanische Belastung des Bodens und der Pflanzendecke durch Begehen, Lagern, Spielen als Trittfaktor zu den deutlichsten und nachhaltigsten Schäden: Die Vegetation wird hierbei sowohl direkt, also durch mechanische Verletzung oberirdischer Pflanzenteile, als auch indirekt durch Veränderungen der Standorteigenschaften geschädigt. Organische Naßböden sind besonders trittempfindlich, insbesondere gilt dies für weiche und nasse Torfe. Stirbt das tragende Rhizom- und Wurzelsystem ab, so lösen sich zusammenhängende Partikel leicht voneinander und der Torf verliert seine Lagerstruktur. Es entsteht ein Torfbrei, in den man beim Betreten viel tiefer einsinkt als vorher. Hinsichtlich ihrer Belastbarkeit zeigen Torfböden dennoch gewisse Unterschiede: Faserreiche, relativ wenig zersetzte und durch Vorentwässerung zusammengesackte Torfböden sind gegen den Tritt etwas widerstandsfähiger und neigen zur Verdichtung.

Die Auswirkungen des Tritts auf Streuwiesen und streuwiesenartige Vegetationsbestände wurden von PFADENHAUER et al. (1985) in der Umgebung von Seen und Weihern im östlichen Lkr. Ravensburg untersucht, die stark durch den Erholungsbetrieb belastet waren. Dabei wurden folgende Beobachtungen gemacht (S. 59 ff.):

Von den bestandesbildenden Arten der streugenutzten Bestände scheint die Steif-Segge noch vergleichsweise wenig empfindlich gegen Tritt zu sein. Während sich Schilfbestände wegen der zum Absterben führenden Knick- und Bruchschäden rasch auflichten, hält sich *Carex elata*, allerdings mit verringerter Vitalität. Auf regelmäßig begangenen Pfaden aber stirbt auch sie ab, so daß der Torf freigelegt wird. Trittpflanzen fehlen häufig völlig, lediglich *Carex canescens* (= *C. curta*) vermag sich auf den aufgeweichten Torfen in nennenswerten Beständen zu halten. Bei Ausbleiben des Tritts regenerieren sich ehemals belastete Stellen über waagrecht aus den Rhizomen austreibende Ausläufer benachbarter Röhrichtpflanzen und Seggen. In fadenseggenreichen Steifseggenriedern waren ehemalige suhlgeliche Stellen von jungen Fadenseggen-Rasen überwachsen.

In Pfeifengraswiesen sind mit durch Vorentwässerung gesacktem oder auch natürlicherweise dichter gelagertem, zumindest während der Badesaison trockenerem Torf Pfade mit einem gleichmäßig kurzen Gradienten vom ungestörten Bestand zur Pfadmitte charakteristisch. Die Pfadmitte ist wegen der Trittbelastung häufig vegetationsfrei. In den Trittpflanzengemeinschaften an den Pfadrändern fehlt *Molinia caerulea* in der Regel, da sie offenbar besonders empfindlich auf Tritt reagiert; das Pfeifengras verliert schon in wenig betretenen Wegsäumen seine üblicherweise hohe Deckung und Wuchshöhe, wohingegen einige seiner Begleiter wie *Potentilla erecta* sich dort noch gut zu behaupten vermö-

gen. Ein Beispiel eines derartigen Gradienten repräsentiert das in Tab. 2/5, S. 233, wiedergegebene Transekt. Es stammt vom Übergang zwischen einer artenarmen sauren Pfeifengraswiese und einer Liegewiese mit durch Tritt erheblich verdichtetem Torf am Blauensee bei Wangen/Westallgäu (Lkr. Ravensburg). Als Trittpflanzengemeinschaft bildet sich ein Rasen aus *Carex echinata* aus, zu dem sich *Agrostis canina* und *Agrostis tenuis* gesellen. Auch *Carex panicea* ist im Vergleich zum Pfeifengras vergleichsweise trittunempfindlich, entfaltet sich jedoch hauptsächlich in einem Bereich mit deutlich geringerer Trittbelastung als die Igel-Segge und die Straußgräser. Starker Trittbelastung nicht gewachsen sind im allgemeinen die Moose.

Die Stern-Segge (*Carex echinata*) breitet sich vor allem auf vergleichsweise verdichtbaren, kalkarmen Torfböden bei kontinuierlicher Druckeinwirkung (z.B. auf Liegeplätzen und an Trampelpfaden) stark aus und entwickelt dort nicht selten Dominanzbestände. RINGLER (1975: 46) hält es für sinnvoll, alle Trittgesellschaften auf Torf unter dem Verband CARICION ECHINATAE zusammenzufassen. Neben *Carex echinata* zeigen auf kalkarmen Torfböden noch *C. nigra* und *C. canescens* eine vergleichsweise hohe Trittresistenz.

An Wegrändern in Kleinseggenriedern gedeiht als trittverträgliche Pflanze neben *Juncus articulatus* und *Carex lepidocarpa* gelegentlich auch *Triglochin palustre*. Im Übergang zu gedüngten Feuchtwiesen treten *Carex*- und *Agrostis*-Arten dagegen zurück und machen Binsen, ab und zu auch *Carex hirta* sowie dem Breitweigerich-Teppich mit *Plantago major* und *Poa annua*, auf beschatteten Pfaden dem Neophyt *Juncus tenuis* Platz.

Die trittempfindlichen Kalkflachmoorgesellschaften können sich bei Dauerbelastung zu lückenhaften, von *Carex lepidocarpa* oder *C. serotina* dominierte Gelbseggen-Rasen entwickeln. Als ziemlich regelmäßige Begleiter stellen sich auf dauerhaft nassen, verdichteten Standorten *Juncus articulatus* bzw. *J. alpino-articulatus* ein, bei zeitweiliger Oberbodenaustrocknung breitet sich häufig *Carex panicea* flächig aus (RINGLER 1975: 46ff.). Mit zunehmender Nährstoffmineralisation werden die Gelbseggen-Rasen von höherwüchsigen Binsenbeständen (*Juncus conglomeratus*, *J. effusus*) überwachsen. Einer starken Dauerbelastung durch Tritt halten Kalkflachmoore nicht stand, die Vegetationsdecke wird nachhaltig zerstört, da der breite Torfuntergrund Neukeimungen stark erschwert.

Eine schwache Trittbelastung, wie sie z.B. am Rand von Trampelpfaden oder auf nur wenige Male im Jahr in Anspruch genommenen Liege- oder Standplätzen (z.B. während Exkursionen) wirksam ist, kann einige naturschutzrelevante Pflanzenarten fördern. Bereits ein einmaliges Niederbetreten hochwüchsiger Bestände im Sommer kann ausreichen, um geeignete Keim- und Wuchsbedingungen (kleine offene Bodenstellen und verbesserte Belichtung) für kleine Rosetten-Hemikryptophyten wie z.B.

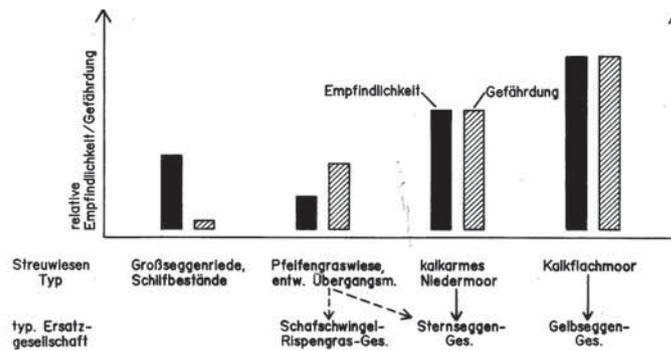


Abbildung 2/1

Gefährdungsgrad einiger Streuwiesengesellschaften durch Besucherverkehr, Empfindlichkeit gegenüber Druckeinwirkung und typische Ersatzgesellschaften (RINGLER 1975, verändert)

Pinguicula vulgaris bzw. *P. alpina*, *Primula farinosa* oder *Gentiana clusii* zu erzeugen. Verdichtete, nasse Störstellen begünstigen ferner die Entwicklung von *Blasmus compressus*, *Triglochin palustre* oder *Cyperus flavescens*. Eine wiederholte mechanische Beanspruchung von Wuchsorten der genannten Pflanzenarten wie z.B. eine regelmäßige Nutzung als Liegeplatz, insbesondere während der Blütezeit, schädigt allerdings auch deren Bestände erheblich.

Eine zutreffende Beurteilung der Belastung, die in Streuwiesen stattfindet, erfordert die Berücksichtigung der Empfindlichkeit gegenüber dem Tritt und der "Disposition" gegenüber dem Besucherbetrieb. Hartstoppelige und scharfkantige Bestände wie Großseggenrieder und fortgeschrittene Brachestadien schrecken den Erholungssuchenden von dem Betreten ab. Insbesondere breite Seggenrieder oder gar röhrichtartige Bestände werden wegen der optischen Barrierewirkung auf den Besucher kaum durchquert (vgl. PFADENHAUER et al. 1985: 55).

Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen, moosreiche Übergangsmoor- und Schwingdeckenkomplexe üben dagegen auf den Besucher einen gegenteiligen Effekt aus. Im allgemeinen lassen sich derartige Bestände ohne große Mühe durchqueren, sie üben keine Barrierewirkung aus. Die auch für den Laien eindrucksvolle Vegetation verleitet zudem einen Teil der Besucher dazu, diese Flächen zu betreten. Kleinseggenrieder und Schwingdeckenkomplexe wirken erst weniger einladend, nachdem ausgedehnte Torfsuhlen entstanden sind. In den trockeneren Pfeifengraswiesen stellt sich dieses Problem der "Versuhlung" nicht; der Besucherbetrieb dispergiert deshalb bei weitem nicht so sehr wie in den nassen Mooren und nimmt mit den einmal geschaffenen Trampelpfaden vorlieb.

In den nassen Kleinseggenriedern und vor allem in Schwingdeckenmooren veranlassen die entstandenen Suhlen den Besucher dagegen häufig dazu, auf die Wegränder auszuweichen, so daß allmählich mehrere Meter breite Störbänder entstehen. Gravierende, flächenhafte, durch den Tritt verursachte Schadbilder lassen sich deshalb in Streuwiesen-Lebensräumen vor allem im Bereich der Kleinseggenrieder und der Schwingdeckenkomplexe in Nähe von Seen und Weihern beobachten (vgl. PFADEN-

HAUER et al. 1985: 56). Eine Übersicht über die Gefährdung verschiedener Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen durch den Tritt vermittelt Abb. 2/1, S. 232).

2.3.5.2 Beunruhigung

Die Beunruhigung als gravierender Störfaktor kann vor allem in Streuwiesengebieten wirksam werden, in denen noch der Große Brachvogel brütet oder das Birkwild vorkommt. Störanfällig sind aber auch die kleineren Singvogelarten, wie zum Beispiel das Braunkehlchen.

Brachvögel zeigen nach im NSG "Ammersee-Südufer" gewonnenen Beobachtungen gegenüber im Gelände laufenden Personen Fluchtdistanzen von etwa 200 bis 250 Meter (HOLSCHER 1989, mdl.). Störungen während der Brutzeit führen leicht zu Verlusten des Geleges, da die Eier häufig von Rabenkrähen geräubert werden, nachdem die Brachvögel auf der Flucht vor dem Eindringling das Nest verlassen haben (Beob. von HERZNER im NSG "Ammersee-Südufer"; mdl. Mitteilung, 1992). HÖLZINGER (1987: 1007) berichtet von Negativauswirkungen auf den Brachvogel durch die Asphaltierung von Feldwegen, die danach verstärkt vom Freizeitbetrieb genutzt werden sowie durch die Anlage von Radwanderwegen im Bereich von Brachvogel-Brutgebieten. Besonders verheerend können sich nach HÖLZINGER Modellflugzeugplätze in Brutgebieten des Großen Brachvogels für den Fortbestand dieser Vogelart auswirken (Bsp.: das südliche Ampermoos).

2.4 Pufferung und Erweiterung

(Bearbeitet von R. Strohwasser)

Unter "Pufferung" (vgl. Kap. 2.4.1, S. 233) ist die Fernhaltung von Einflüssen zu verstehen, die Streuwiesen-Lebensgemeinschaften schädigen oder ihnen sogar die Existenzgrundlage entziehen. Pufferungsbedarf bei Streuwiesen-Lebensräumen kann insbesondere gegenüber Nährstoffeinträgen und unerwünschten Wasserentzügen bestehen.

Die insbesondere für die Fauna wichtige Thematik "Erweiterung" wird in Kap. 2.4.2 (S. 240) behandelt.

Tabelle 2/5

Trittgradient in einer artenarmen, sauren Pfeifengraswiese. Transektlänge 2,40 m, die Vegetation wurde in jeweils 1 m langen und 20 cm breiten Streifen aufgenommen, die parallel zur Pfadmitte lagen. Der erste der zwölf Streifen liegt im vom Tritt nicht mehr erfaßten Bereich, der zwölfte Streifen in der Zone höchster Trittbelastung. Die Deckung der einzelnen Arten wurde in % geschätzt (Methode vgl. Kap. 5.3). Die starke Empfindlichkeit des Pfeifengrases gegen den Tritt findet seinen Ausdruck in der rapiden Abnahme und verringerten Wuchshöhe von *Molinia caerulea* gradienteneinwärts. In einer Zwischenzone mäßiger Trittbelastung entpuppt sich *Carex panicea* als Hauptnutznießler, in der Zone stärkster Trittbelastung übernimmt *Carex echinata* diese Rolle (PFADENHAUER et al. 1985: 62)

	nicht betreten						stark betreten					
<u>Deckungsgrad</u>	100	100	95	95	95	75	60	70	75	75	60	45
<u>Phanerogamen</u>												
<i>Frangula alnus</i>	1s	3s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Molinia caerulea</i>	90	80	60	30	3s	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex elata</i>	6	3	-	3	1s	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	3	8	20	35	10	8	6	3	6	3	3	3
<i>Carex panicea</i>	-	1	15	20	70	60	50	60	60	35	20	12
<i>Agrostis canina</i>	-	1s	5s	8s	3s	6s	3s	1s	3s	8s	6s	1s
<i>Juncus articulatus</i>	-	-	-	1	1	3	3	6	10	-	-	-
<i>Carex echinata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	25	20
<i>Plantago major</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1s
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	-	-	1s	-	-	-	-	-
<u>Deckungsgrad</u>	-	1	1	3	12	5	3	1	1	1	1	-
<u>Moose</u>												
<i>Rhytiadelphus squarrosus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x		x	
<i>Climacium dendroides</i>				x	x	x		x	x			
<i>Dicranum spec.</i>						x	x	x	x	x		
<u>Wuchshöhe in cm</u>												
<i>Molinia caerulea</i>	56	42	28	19	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex panicea</i>	-	-	-	16	12	9	7	6	7	6	5	4

2.4.1 Pufferung

Zunächst wird die Abpufferung von Nährstoffeinträgen in Streuwiesen-Lebensräume besprochen (vgl. Kap. 2.4.1.1, S. 233). Anschließend wird die Sicherung des Gebietswasserhaushaltes von Streuwiesen-Lebensräumen behandelt (Kap. 2.4.1.2, S. 237).

In diesem Kapitel wird die Thematik Abpufferung von Hoch- und Übergangsmooren mitbehandelt. Intakte Hoch- und Übergangsmoore sind zwar nicht pflegeabhängig, bedürfen aber effizienter Abpufferungen. Da die Hoch- und Übergangsmoore mit den

eigentlichen Streuwiesen oft räumlich eng verwoben sind, ist es sinnvoll, diese Thematik innerhalb des LPK im Streuwiesenband zu behandeln.

2.4.1.1 Trophische Pufferung

Um den Pufferungsbedarf vor Nährstoffeinträgen zutreffend bestimmen zu können, ist es notwendig,

- die Bedeutung einzelner Nährelemente bei Nährstoffeinträgen richtig einzuschätzen (Kap. 2.4.1.1.1, S. 234),
- die Wege des Nährstoffeintrages zu erkennen (Kap. 2.4.1.1.2, S. 235),

- die Empfindlichkeit einzelner Vegetations-Typen in Streuwiesen-Lebensräumen zu berücksichtigen (Kap. 2.4.1.1.3, S. 236).

In einem letzten Unterkapitel (Kap. 2.4.1.1.4, S. 236) erfolgen noch einige Anmerkungen zu Konstellationen, bei denen der Pufferungsbedarf in der Praxis bisher sehr häufig falsch eingeschätzt wird.

2.4.1.1.1 Die Bedeutung der Hauptnährelemente N, P und K bei Nährstoffeinträgen in Streuwiesen und Mooren für Eutrophierungserscheinungen

2.4.1.1.1.1 Die Bedeutung von N-Einträgen

Die Wirksamkeit von N-Einträgen in Streuwiesen-Lebensräume hängt stark davon ab, in welchem Maß Denitrifikationsvorgänge stattfinden.

Je nasser das Substrat, desto mehr geht sowohl eingetragenes als auch aus der Humusmineralisation freigewordenes Nitrat durch mikrobielle Veratmung des Nitrat-Sauerstoffs wieder gasförmig verloren. Besonders wirksam ist dieser Prozeß auf humusreichen Böden infolge des hohen Angebots an energieliefernden, leicht löslichen, niedermolekularen Kohlenstoffverbindungen.

Denitrifikationsverluste sind daher insbesondere für Niedermoore mit hohen mittleren Grundwasserständen gegeben. Für humusfreie bzw. -arme Naßböden sowie Hochmoore (vorherrschend *hochmolekulare* Kohlenstoffverbindungen) ist geringere Denitrifikation anzunehmen.

Für bewirtschaftetes Grünland auf Niedermoorböden wird beispielsweise eine jährliche Denitrifikationsrate von 65,6 kg N/ha/dm angegeben (KUNTZE 1988); für geflutete und noch mehr für trockene Niedermoorbrachen liegen die Werte niedriger (32,2 kg bzw. 16,2 kg; TERRY & TATE in KUNTZE 1988). Grundsätzlich gilt daher folgender Sachverhalt. Je stärker der Wurzelraum von Streuwiesenstandorten durchlüftet wird, um so mehr ist damit zu rechnen, daß N-Einträge nicht denitrifiziert und von der Vegetation aufgenommen werden. Zugleich finden auf durchwühlten organischen Böden N-Mineralisationsvorgänge statt. Da N kaum an Bodenaustauscher absorbiert wird, geht es vor allem außerhalb der Vegetationsperiode in großem Maße durch Auswaschung wieder verloren.

2.4.1.1.1.2 Die Bedeutung von P-Einträgen

Der Eintrag von in Wasser gelöstem P (Ortho-Phosphat) aus umgebenden *Mineralböden* kann mit Ausnahme flachgründiger und grobkörniger, extrem permeabler Böden nahezu ausgeschlossen werden: Nach BÄRMANN 1971 (in EGLOFF 1986: 145) ist die Bindung des Phosphats so stark, daß selbst auf 40-70% geneigten Braunerden keine Auswaschung nachgewiesen werden konnte (vgl. auch SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 270). Zu ähnlichen Ergebnissen kam die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur (DIETZ 1991, mdl.). Auch die stets konstanten P-Werte des Trinkwassers (AM-

BERGER 1992 mdl.) bestätigen die hohe Sorption des Phosphates.

Nach Untersuchungen SCHRÖPELS (1992 mdl.) ist P-Austrag v.a. in partikulärer Form, z.B. von stallmistgedüngtem Grünland und Äckern nach extremen Starkregen durch Oberflächenabfluß gegeben. Eine bedingte Mobilität besitzt in organischen Flüssigdüngern außerdem humatgebundenes Phosphat (EGLOFF 1986) bis zum Zeitpunkt des Abbaus (im Sommer schneller, im Winter langsamer Abbau).

In *kalkreichen Niedermooren* ist nach KUNTZE (1988: 68) und SCHEFFER (in EGLOFF 1986: 145) die Phosphordynamik ähnlich wie in Mineralböden: Phosphat liegt nur in sehr geringen Teilen in gelöster und damit pflanzenverfügbarer Form vor, dementsprechend sind die Auswaschungsraten sehr gering. Ursächlich hierfür ist die gehemmte Mineralisation des organisch gebundenen Phosphors und die Ausfällung schwerlöslicher Calcium- (und Eisen-)phosphate.

Eine hohe Mobilität zeigt mineralisierter Phosphor lediglich in *sauren Sandböden* (in Umgebung bayrischer Moore nicht gegeben) und *sauren Torfböden*. Die Ursachen liegen im Mangel an salzbildendem Calcium, Aluminium und Eisen sowie geringer spezifischer Fe- und Al-Anionensorption (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 98). Eingetragenes Phosphat wird aus sauren Niedermooren und Hochmooren demnach +/- rasch wieder ausgewaschen, soweit es nicht durch Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen wurde (vgl. SCHEFFER 1977: 203).

Ein bedeutsamer Phosphateintrag in Streuwiesen ist zu erwarten, wenn

- zwischen (P-limitiertem) Moor und einem P-belasteten Fließgewässer ein enger hydrologischer Kontakt vorliegt oder das Moor sogar überflutet wird;
- nach starkem Sturzregen flächiger partikulärer Abtrag aus hängigen verdichteten Ackerböden oder Grünland (besonders nach Stallmistdüngung, SCHROEPEL mdl. 1992) erfolgt;
- feinkörniger Mineraldünger bei der Düngung verweht wird (Thomasmehl, feinkörniges Hyperphosphat; s. EGLOFF 1983: 143).

Der atmosphärische Eintrag von P wird nach EGNER & RIEM mit 0,2 - 2 kg/ha'a, nach ZOBRIST mit 0,6 - 1,7 kg/ha'a angegeben (in EGLOFF 1986: 154). Ob diese Werte anthropogen erhöht oder als natürlich anzusehen sind, ist ungeklärt. Der P-Eintrag über Niederschläge kann durch Mähgutentzug kompensiert werden. In gemähten Pfeifengras-Streuwiesen wird nach KAPFER (1988: Abb. 32) bei Herbstmahd 1,4 - 3,5 kg, bei Sommermahd (geringere Nährstoffretranslokation) 4-5 kg P pro Hektar entzogen.

P-Einträge über Hochwasser können dagegen so hoch sein, daß selbst regelmäßiger Biomasseentzug durch Mahd den Eintrag nicht kompensieren kann.

2.4.1.1.1.3 Die Bedeutung von K-Einträgen

Kalium ist auf Moorböden neben dem Phosphor der wichtigste Mangel-Nährstoff (vgl. Kap. 1.3.3.3). Eine Ausnahme stellen die Moore der silikatischen Mittelgebirge dar, die aufgrund des Kaliumreichtums der vorherrschenden Granite gut mit Kalium versorgt sind (KÜSPERT 1992, mdl.).

Der Austrag von Kalium aus Mineralböden und der Eintrag in organische Böden ist wie beim Phosphor mit Ausnahme saurer Sandböden nicht in gelöster Form als K^+ , sondern nur in Form von Ton- und Feinschluffpartien bei Oberbodenabtrag oder Stallmistabschwemmung möglich. Die starke Fixierung des Kalium in den Zwischenschichten der Tonminerale, besonders in Illiten, läßt nur diese Form der Verlagerung zu.

In organischen Böden mit geringen K-fixierenden Ton- und Feinschluffanteilen zeigt Kalium dagegen eine hohe Mobilität und Auswaschungsneigung (FEIGE 1977 in EGLOFF 1986: 146), weswegen aus gedüngten hängigen Moorböden durch Hangwasserzug eine Kaliumverlagerung möglich ist. In organische Böden eingetragenes Kalium wird jedoch wegen geringer Sorption rasch wieder ausgewaschen (KUNTZE 1976).

Durch Biomasseentnahme kann nach KAPFER (1988: Abb. 32) auf einer herbstgemähten Pfeifengrasstreuwiese 3 kg, auf einer im Sommer gemähten Pfeifengraswiese 5-8 kg entzogen werden. Durch Mähgutentzug und Auswaschung ist mäßiger K-Eintrag i.d.R. kompensierbar.

2.4.1.1.2 Wege des Nährstoffeintrages

2.4.1.1.2.1 Oberflächenabfluß

Wenn (v.a. bei unterschiedlichen Besitzverhältnissen) die Grenzen beim Düngen eingehalten werden, sind im Grünland (das häufig die Umgebung von Streuwiesen bildet) in der Regel selbst in Hanglagen scharfe Vegetationsgrenzen zu beobachten. Umfang und Auswirkungen des Oberflächenabflusses aus Grünlandflächen werden allgemein überschätzt (vgl. Kap. 2.4.1.1.4, S. 236).

Flächenhafte Oberflächenabflüsse erfolgen auf lehm- und schluffreichen terrestrischen Böden mit luftgefüllten Porenvolumina von 30 bis 55 % (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 1982: 130) in der Regel nur nach extremen Starkregen. Nach derzeit laufenden Versuchen des Versuchsgutes "Spitalhof" bei Kempten auf Grünland-Böden waren 1991 und 1992 jährlich nur 3 - 4, im extrem starkregenreichen Jahr 1993 dagegen fast 10 (flächenhafte) Oberflächenabfluß-Ereignisse - alle außerhalb des Winters - zu beobachten (Spitalhof Kempten, SCHROEPEL 1993 mdl.). Die Wirkung des Oberflächenabflusses ist zudem vom Zeitpunkt der Düngung abhängig: je kürzer die Düngergabe zurückliegt, um so weniger Düngermenge ist bereits in den Boden eingedrungen. Das an der Bodenoberfläche noch vorhandene Düngermaterial kann bei Starkregen-Ereignissen leicht verschwemmt werden.

Eine weit in den Moorkörper hineinreichende Eutrophierung durch nährstoffbelastete Oberflächenabschwemmung ist wegen der Bremswirkung des wassersaugfähigen Torfes (Porenvolumen: 70 % in Anmoor, 90 % in Hochmoor, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982:132) nur sehr bedingt möglich. Sie findet vor allem entlang wasserzügiger Rinnenstrukturen innerhalb weiträumiger Hanglagen statt.

Düngerbelasteter Oberflächenabfluß kann im Winter bei gefrorenen Böden auftreten, wenn Niederschläge und Schneeschmelze nicht in den Boden infiltrieren können. Da im Winter entsorgte Gülle wegen der geringen biologischen Aktivität von Mikroben und Regenwürmern nur sehr langsam abgebaut wird, ist eine hohe Nährstoffbefruchtung des Oberflächenabflusses auch über längere Zeiträume nach der Düngerausbringung möglich. Nach SCHROEPEL (1993, mdl.; vgl. auch BRAUN 1990) sind Oberflächenabflüsse im Winter allerdings deutlich seltener als im starkregenreichen Sommer.

Oberflächenabflüsse sind auch in den Sommermonaten möglich, in denen die höchsten Niederschlagsspitzen des Jahres auftreten. Mit dem Auftreten düngerbelasteter Oberflächenabflüsse ist vor allem zu rechnen, wenn

- der Dünger auf nasse Böden aufgebracht wird, deren Porenvolumen nach längerer Niederschlagsperiode schon weitgehend wassergefüllt ist und anschließend erneut Starkregen niedergeht (in der Praxis wird jedoch auf stark vernässten Böden wegen Gefahr von Fahrschäden nur selten gedüngt);
- vegetationsfreie Ackerböden (Oberbodenabschwemmung), plattiges Bodenaggregat, flache Pflugsohlen oder gequollene tonreiche Böden mit wenig wasserleitenden Mittel- und Grobporen vorliegen (gestörte oder grobporenarme Porensysteme blockieren die Infiltration);
- der Oberboden z.B. durch Weidegang verdichtet ist (eigene Beobachtung auf tonreichen Flyschweiden).

2.4.1.1.2.2 Eutrophierung durch Grund- und Flußwasser

a) Grundwasser

Die Grundwasserwerte der in Mooren die Phyto-masse-Produktion limitierenden Nährelemente P und K sind im Allgäuer Grundmoränengebiet nach AMBERGER (1992 mdl.) stets konstant (im Arbeitsbereich des WWA Kempten mit 3-7 mg/l Kalium bzw. 0,1 mg/l Orthophosphat) und nur vom Gesteinschemismus des Grundwasserleiters abhängig. Die Nitratwerte halten sich selbst bei stark belastetem Grundwasser (EG-Trinkwassergrenzwert derzeit 50 mg/l) in für die Pflanzenernährung unbedeutenden Konzentrationen.

Aufgrund von Untersuchungen in einem niederländischen Niedermoor nehmen VERHOEVEN et al. (in EGLOFF 1986) an, daß eine N- und P-Zufuhr aus dem Grundwasser fehlt oder nur sehr gering ist. Nach KUNTZE (1992 mdl.) ist eine Belastung von Mooren durch das Grundwasser nicht möglich.

b) Flußwasser

Nährstoffeinträge in Auen- und Moorböden können erfolgen, wenn deren Poren wassergefüllt sind und diese in engem hydrologischen Kontakt zu Fließgewässern stehen. Moorbiotope können durch eutrophiertes (P-haltiges) Hochwasser wesentlich belastet werden (vgl. KLÖTZLI 1979: 453).

2.4.1.1.2.3 Einwehung von Dünger und Laub- und Samenmaterial

Düngerverfrachtung durch Einwehung ist v.a. bei Gülle, Jauche und feinkörnigem Mineraldünger (Thomasmehl) möglich. In zahlreichen brachegelegten Streuwiesen finden randliche Verbuschungen und Verwaldungen und damit nährstoffakkumulierende Laub- und Sameneinwehung statt (vgl. Kap. 2.2.1.2.1, S. 215, und 2.2.1.2.3, S. 220).

2.4.1.1.3 Zur Empfindlichkeit von Vegetationsbeständen der Streuwiesen und Moore gegenüber Nährstoffeinträgen

Die Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffeinträgen ist bei den einzelnen in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommenden Vegetations- und Standort-Typen unterschiedlich.

Wechselfeuchte Anmoore (15-30 Gew.-% organische Substanz) mit hochstaudenreichen Pfeifengraswiesen (Trennarten der CALTHION - Naßwiesen) reagieren aufgrund ihrer

- zumeist hohen biologischen Aktivität (kurbelt den Nährstofffluß an),
- hohen Ionen-Sorptionskapazität (hat nur geringe Auswaschungsverluste zur Folge),

am deutlichsten auf Nährstoffeintrag.

In nassen Niedermoortorfen mit Klein- und Großseggenriedern entfaltet eingetragener Dünger im Vergleich zu den feuchten Anmoor-Standorten eine vergleichsweise geringe Wirkung. Hierfür sind folgende Ursachen verantwortlich:

- +/- hohe Denitrifikationsraten;
- +/- hohe Auswaschraten von NO_3^- , K^+ , auf kalkfreien Torfen auch PO_4^{3-} ;
- reduzierte Mineralisierung organischer Dünger sowie langsamer Nährstofffluß durch gehemmte biologische Aktivität;
- Überprägung des Nährstofffaktors durch (nur für angepaßte Arten tolerierbaren) Sauerstoffmangel.

Ebenso sind in quelligen Oxy- und Kalkgleyen mit Kopfried- und Davallseggenried-Beständen die

- partikuläre und ionare Ausspülung von eingetragener Dünger,
- Denitrifizierung,
- P - Ausfällung durch Calciumphosphate

vergleichsweise hoch und die Eutrophierbarkeit geringer als z.B. in wechselfeuchten Pfeifengraswiesen.

Stark verhochstaudete und verschilfte Brachen sowie eutraphente Großseggenrieder (*Carex acutifor-*

mis-, *Carex gracilis* - Gesellschaften) besitzen oftmals schon eine so hohe Trophie, daß zusätzlicher Nährstoffeintrag unter Umständen keine wesentliche Vegetationsveränderung bewirkt.

Hochmoore sind zwar durch einen extremen Mangel sämtlicher Nährelemente ausgezeichnet, doch zeigen Beispiele (STROHWASSER 1993), daß selbst Rinderkot in Weiden und Wildlosungen um Wildfütterungsstellen keine Eutrophierung bewirken müssen. Ebenso verlaufen die Grenzen zwischen Fettwiese und Hochmoor selbst bei randlichem Gülleintrag in der Regel sehr scharf.

Deutliche Eutrophierungszeichen sind jedoch bei P- und K-Düngung mit verbundener Aufkalkung zu finden. Wie in umgebrochenen Streuwiesen auf Hochmoortorf zu sehen ist, scheint die Wirkung einmaliger Meliorierungsbemühungen allerdings relativ gering.

Aufkalkung ohne Düngung, wie sie an Feldwegen zu beobachten ist, führt meist nur zur Ausbreitung basiphiler Moorvegetation, nicht jedoch zu Eutrophierung.

Ursachen für die überraschend geringe trophische Empfindlichkeit von Hochmooren sind zu suchen in

- der sehr hohen Sorptionsmöglichkeit für Nährionen und der damit verbundenen geringen Auswaschungsneigung;
- extremer Torfazidität und (in wachsenden Hochmooren) starker Nässe, welche die für den Nährstoffumsatz notwendige biologische Aktivität hemmen und zudem von vielen Pflanzenarten physiologisch nicht toleriert werden können.

Die bisher anscheinend ausbleibende negative Wirkung der permanenten N-Immissionen ist evtl. auch darauf zurückzuführen, daß eingetragenes Nitrat vom Torfmoostepich aufgefangen und denitrifiziert wird und somit nicht in die Rhizosphäre höherer Pflanzen gelangt.

2.4.1.1.4 Anmerkungen zu typischen Fehleinschätzungen des Pufferungsbedarfs bei Streuwiesen und Mooren

Nachfolgend wird auf einige in der Praxis häufig auftretende Fehlbeurteilungen zur Puffer-Problematik aufmerksam gemacht.

1) Sind Randeutrophierungen stets die Folge von Düngereinwaschung durch Oberflächenabfluß?

Trophische Übergänge zwischen ungedüngter Streuwiese und Wirtschaftsgrünland werden häufig generell als Düngereinwaschung gedeutet. Sehr oft lassen sich diese jedoch auch durch fließend abnehmenden Düngungsgrad sowie abnehmende Düngungseffizienz infolge zunehmender Nässe erklären. Nasse Moorränder können beispielsweise episodisch während besonders trockener Sommer oder im Winter bei gefrorenem Boden mit dem Güllefaß leicht befahren werden (vgl. EGLOFF 1986: 143). Berücksichtigt werden muß auch, daß

bei Gülleüberschuß mit der Gülleentsorgung gelegentlich an Biotoprändern nicht halt gemacht wird.

2) Fehlende Unterscheidung von Düngereinwaschung und direktem Düngereintrag

Im Düngungsgrenzbereich entfaltet sich der Dünger bei wechselnder Bodennässe unterschiedlich: in nassen Mulden ergibt sich (u.a. wegen Denitrifikation) eine geringere Düngewirkung, während auf trockeneren Rippen der Dünger stärker umgesetzt wird. Die Gefahr von Nährstoffeinwaschungen ist v.a. entlang wasserzügiger Rinnen gegeben, während bei ansteigendem Relief die trophische Beeinträchtigungs-Zone nur eine im Vergleich dazu geringe Tiefenwirkung erzielt.

Bei sorgfältiger Recherche stößt man nicht selten auf unsichtbare Dränrohre, die ins Moor geleitet werden und dort Nährstoffe deponieren (Bsp. Hundsmoor/UAL). Bei Streuwiesen, die zwischen einem Oberflächen-Gewässer und einem Hang liegen, sind Nährstoffeinträge oft weniger auf Hangabschwemmung als auf episodische Hochwasser bzw. rückgestautes eutrophes Teichwasser zurückzuführen.

3) Eutrophierung von Streuwiesenbrachen

Häufig werden auch Eutrophierungserscheinungen in Brachen fehlinterpretiert. Wichtige Ursachen für deren hohe Trophie sind häufig die Auteutrophierung durch ausbleibenden Biomasseentzug, die insbesondere nährstoffliebende Hochstauden und Hochgräser gegenüber kleinwüchsigen Magerkeitszeigern bevorteilt (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220).

Selbst das Auftreten von ausgesprochenen Nitrophyten darf - v.a. in Brachen auf Anmoor - nicht generell durch externe Einflüsse erklärt werden: Fehlender Biomasseentzug, N₂-Fixierung durch Erlenanflug oder -aufforstung und unter Umständen auch verstärkte Mineralisation in entwässerten Moorböden setzen erhebliche N-Mengen frei und können besonders auf P- und K-reichen Anmooren (s. 2.4.1.2.3) sogar zur Ausbreitung von Brennesselfluren führen (vgl. GIGON & BOCHERENS 1985: 59).

4) Eutrophierung von Moorrandbereichen

Besonders starke Eutrophierung kann zuweilen an Randzonen von Brachen beobachtet werden, die besonders bei wechselfeuchten Bedingungen erheblich selbsteutrophieren. Der hohe Eutrophierungsgrad kann hier - neben tatsächlichem Düngereintrag - auch durch die relativ mineralreiche (P, K) sowie trockene (hohe biologische Aktivität) Bodensituation erklärt werden, die im Unterschied zum torfigen (K- und P-Mangel) und nassen (geringe biologische Aktivität) Moorkern eine vergleichsweise üppige, hochstaudenreiche Brachevegetation hervorruft. Ein deutlicher Trophiekontrast zwischen Moorrand und Moorkern ist oft selbst bei regelmäßiger Streuwiesenpflege zu finden.

5) Veralgung von Schlenken

Algen in Schlenken sind kein generelles Eutrophierungsindiz. Wattige Algenbildungen sind zuweilen

selbst in intakten Zwischenmooren anzutreffen (STROHWASSER 1993), die (nicht watteartig wachsende) Algenart *Nostoc commune* ist sogar als Kennart für Kalkflachmoore bekannt.

2.4.1.2 Hydrologische Pufferung

Unter hydrologischer Pufferung ist nach EGGELSMANN (1990) die Vermeidung "unerwünschten Grundwasserentzugs durch vorhandene oder geplante Bäche, Vorfluter und Gräben im Umland" zu verstehen. Gegenüber den Auswirkungen von Gräben können relativ kleinräumig bemessene Abpufferungen ausreichen. Gegenüber Maßnahmen, die zu einem starken Absinken des Grundwassers führen (z.B. Kiesgrubenbau), können sehr weitreichende Sicherungsmaßnahmen notwendig werden, um negative Veränderungen des Grundwasserhaushaltes eines Streuwiesen-Lebensraumes oder Moores auszuschließen.

2.4.1.2.1 Hochmoore

Der Pufferungsbedarf aus hydrologischen Gründen hängt von folgenden Faktoren ab:

- **Humidität:**
Je humider eine Region, desto stabiler ist der Wasserhaushalt des Moores.
- **Untergrund:**
Je tonreicher und damit wasserundurchlässiger der Untergrund, desto geringer der vertikale Wasserverlust und desto stabiler der Moorwasserhaushalt.
- **Differenzierung nach Stillstands- und Wachstumstadium bzw. nach Haftwasser und Überschußwasser:**
Wachsende Hochmoore sind im Gegensatz zu Stillstandsstadien durch Überschußwasser geprägt, das nach weitgehender Wasserauffüllung des Torfporenvolumens entsteht und leicht entwässert werden kann. Aufgrund des extrem hohen Porenvolumens (90%; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 132) des Hochmoortorfes ist hingegen das in den Poren befindliche Haftwasser nur schwer zu entwässern. Stillstandskomplexe reagieren daher auf Entwässerung deutlich geringer als wachsende Hochmoore (Abb. 2/2, S. 238).
- **Lage der Entwässerungsgräben:**
Randliche Gräben oder Torfstiche entwässern insbesondere in aufgewölbten Hochmooren geringer als zentral verlaufende Gräben. *Zentrale* Gräben entwässern nicht nur das Haftwasser der unmittelbaren Umgebung, sondern führen auch *großräumig* das nach Niederschlagspitzen entstandene, für das Hochmoorwachstum bedeutsame Überschußwasser ab. Die entwässernde Wirkung zentraler, zuweilen bis 2 m tiefer, aber nur 40 cm breiter (Torfspatenbreite) Stichgräben ist oftmals durch die randlich infolge Wasserverlustes entstandenen Sackungstrichter erhöht und wird leicht unterschätzt, wenn diese oberflächlich zugewachsen sind. Erst nach Niederschlagsspitzen ist der Abfluß von (Überschuß-) Wasser nachweisbar, was u.U. zum Ende

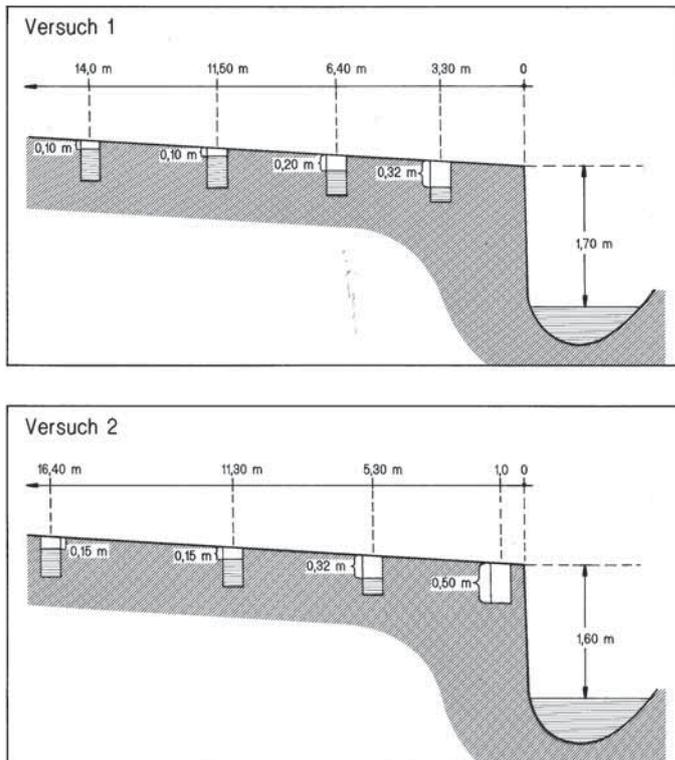


Abbildung 2/2

Die Pegelmeßreihen auf einem Hochmoor-Stillstandskomplex bei Bidingen/OAL während einer relativ niederschlagsreichen Periode im April 1993 verdeutlichen die schwere laterale Entwässerbarkeit von Haftwasser. Während der vorhergegangenen trockenen Periode lag in keiner Meßstelle freies Wasser vor. Zum Torfstichrand ist eine Sackung von maximal 0,5 m festzustellen, welche nach ca. 15 m Entfernung vom Torfstich ausklingt (STROHWASSER 1993)

des Hochmoorwachstums führen kann. *Randliche* Gräben bzw. Torfstiche entwässern hingegen in Stillstandskomplexen auf einer Breite von ca. 6 m das Haftwasser der direkten Umgebung (s. Abb. 2/2, S. 238). So können in ca. 10 m Entfernung zum Torfstich unter Umständen Schlenken mit weitgehend intaktem Wasserhaushalt gefunden werden.

2.4.1.2.2 Niedermoore

In den vom Grundwasser abhängigen Niedermooren ist die Differenzierung von lateraler (Graben-, Dränrohrentwässerung) und vertikaler (Grundwasserabsenkung) Entwässerung von entscheidender Bedeutung.

Grundwasserabsenkung durch

- Kiesabbau und hohe Trinkwasserentnahme,
- Flußbegradigung und dadurch resultierende Absenkung des Flußwasserspiegels, der in hydrologischem Kontakt zum Moorwasserspiegel steht,

sind deutlich problematischer als laterale Entwässerung einzuschätzen.

Kiesabbau senkt v.a. dann den Grundwasserspiegel ab, wenn er bei (auch nur schwach) geneigter Landschaftsoberfläche zwischen höher gelegenem Moor und tiefer gelegenem Flußtal erfolgt (Bsp. Gundelfinger Moos/DIL) oder wenn durch Abpumpen des Grundwassers trocken gebaggert wird (Abb. 2/3, S. 239). Zusätzlich erfolgen während des Sommers erhebliche Verdunstungsverluste durch die Baggerseen.

Der hydrologische Pufferungsbedarf hängt im wesentlichen von folgenden Faktoren ab:

- Richtung des Grund- bzw. Hangwasserstromes sowie Lage des Grundwassereinzugsgebietes: Die entwässernde Wirkung eines Grabens hängt stark von der Richtung des Grund- bzw. des Hangwasserstromes ab (Abb. 2/4, S. 239). Die hydrologische Pufferung von Mooren setzt immer die Ermittlung des Grundwassereinzugsgebietes voraus, um sicherzustellen, daß Maßnahmen, die zur Absenkung der Grundwasserstände führen, nicht das zu schützende Moor- und Streuwiesengebiet tangieren.
- Humidität: In relativ trocken - warmen Gebieten wirkt Entwässerung vergleichsweise stärker als in kühl - feuchten Gebieten.
- Reliefsituation: Hangmoore benötigen eine stärkere Pufferung als schlecht zu entwässernde Muldenmoore über tonreichem Untergrund.

2.4.1.2.3 Trophische und bodenphysikalische Konsequenzen der Entwässerung

Niedermoore

Nach Entwässerung fällt der Moorboden +/- trocken, was zu erhöhter Mineralisierung der organischen Substanz führt. Es erfolgt eine verstärkte Freisetzung von N, kaum jedoch von den in Mooren limitierenden Nährstoffen P und K. Da N ausschließlich als Nitrat freigesetzt wird (BRIEMLE 1985) und daher hohe Denitrifikations- und Auswa-

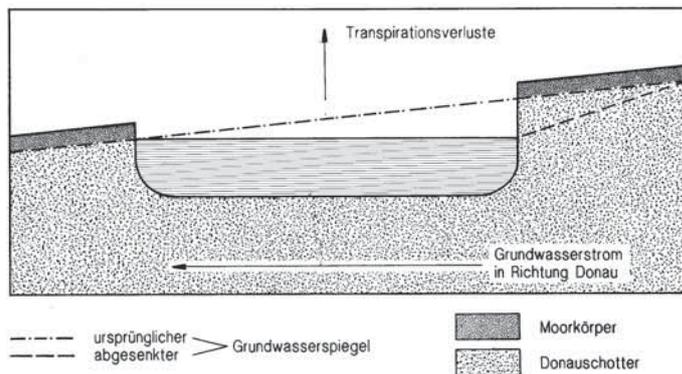


Abbildung 2/3

Absenkung des Moorwasserspiegels durch Kiesabbau in leicht geneigtem Gelände am Beispiel Gundelfinger Moos/Lkrs. DIL (STROHWASSER 1993)

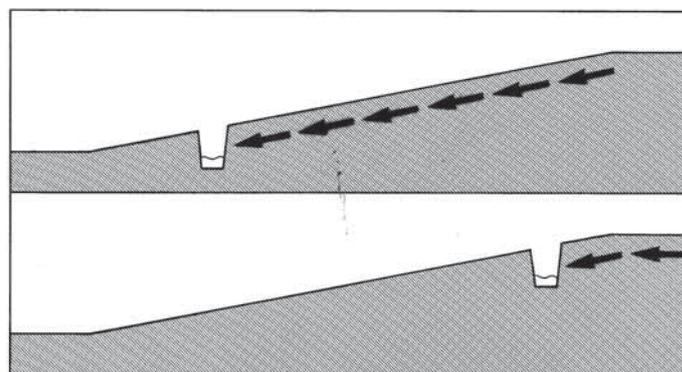


Abbildung 2/4

Oben: Ein Graben am Unterhang bzw. in Richtung des Grund- und Hangwasserstromes hat geringere Entwässerungswirkung als ein Graben am Oberhang, der senkrecht zum Grundwasserstrom verläuft. Der Grund- bzw. Hangwasserstrom ist durch Pfeile dargestellt (STROHWASSER 1993)

schungsverluste entstehen, ist das freigesetzte N zudem nicht voll pflanzenverfügbar.

Eine vergleichsweise hohe eutrophierende Wirkung nach Entwässerung ist - im Gegensatz zu mineralfreien und nassen Torfen - auf wechselfeuchtem Anmoor zu erwarten: hier herrscht geringere Denitrifikation und Auswaschung, zudem ist durch das höhere autochthone Angebot an P und K eine erhöhte Wirksamkeit vermehrt auftretenden N gegeben.

Das Ausmaß der Eutrophierung durch Torfmineralisation nach Entwässerung wird in der Naturschutzpraxis häufig überschätzt. Wird einer entwässerten Streuwiese regelmäßig Mähgut und damit limitierendes P und K entzogen (vgl. Kap. 1.3.3 und 2.5.1.1.2, S. 243), so ist selbst auf Anmoor (s.o.) v.a. die Zunahme von Wechsellrockniszeigern der Halbtrockenrasen (bzw. eine Abnahme an Nässezeigern), jedoch kaum eine Zunahme von Nährstoffzeigern zu beobachten.

Mittel- bis langfristig führt starke Entwässerung zu Moorsackung und zu +/- irreversiblen Strukturveränderungen des Torfbodens (Vermüllungs-, Aggregierungs- und Schrumpfungshorizonte), welche die Retention der Niederschläge reduziert und eventuelle Wiedervernässungen erschwert (SUCCOW 1986 und KUNTZE 1988).

Hochmoore

Sackungen in der Nähe von Gräben und Torfstichen sind i.d.R. die Folge von Volumenschwund infolge Wasserverlust.

Wie sich aus alten scharfen Torfstichrändern und der Oberflächenform teilweise erhaltener "Uhrglaskörper" ableiten läßt, führt Entwässerung wegen der mineralisationshemmenden, extremen Azidität und Nährstoffarmut dagegen nicht zu Torfmineralisation. Die Torfstruktur bleibt im Gegensatz zu Niedermooren deswegen +/- erhalten. Die floristische Konsequenz ist die Ausbreitung nässemeidender azidophiler Arten wie Rausch- und Heidelbeere, Heidekraut und Cladonien (Verheidung) sowie z.B. Torfswingel (*Festuca ovina* var. *turfosa*) und Fichte. Hingegen gehen nässebedürftige Hochmoorwachstumszeiger wie *Sphagnum magellanicum* zurück. Eutrophierungszeiger sind generell nicht zu beobachten.

Zu "Vererdung" führende Mineralisierung ist in Hochmoortorfen nur bei gezielter Meliorierung durch häufige Zugabe von Kalk (pH-Anhebung) und Nährelementen möglich, welche die mikrobielle Aktivität anregen.

Insbesondere baumlose torfstichnahe Hochmoorbereiche werden durch Austrocknung zuweilen "puffig": Regenwasser wird durch Luftabschluß in der Torfmatrix schlecht aufgenommen und geht als Oberflächenabfluß dem Moorwasserhaushalt verloren. Bei starker Sonneneinstrahlung kommt es in puffigen Hochmooren wegen der geringen Wärmeleitfähigkeit infolge Wassermangels zu hohen Temperaturwerten an der Mooroberfläche, die Hitzeschäden der Vegetation verursachen können.

2.4.1.2.4 Mögliche Fehleinschätzungen bei der Einschätzung des hydrologischen Pufferungsbedarfs

Eutrophierungszeiger an Gräben

Eutrophierungszeiger entlang von Grabenrändern sind weniger auf verstärkte Torfmineralisation infolge Abtrocknung des Torfes (2.4.1.2.3), als vielmehr auf

- die Mineralisation des gefrästen oder gebaggerten Torfes,
- Bodenwühler, die unter einer nur selten gemähten Vegetationsdecke gute Lebensbedingungen finden,
- Brachliegen der schwer mähbaren Grabenvegetation (Selbsteutrophierung),
- eutrophiertes Bach- und Grabenwasser

zurückzuführen.

Ursachen für den Wachstumsstillstand in Hochmooren

Relativ trockene Hochmoore mit hohen Anteilen an Fichte und reicher Zwergstrauchentwicklung (z.B. Rauschbeere) sind nicht zwingend auf Entwässerung zurückzuführen. Besonders am klimatisch ungünstigen Hochmoor-Arealrand und in besonders stark aufgewölbten Hochmooren ist es auch möglich, daß es auf natürliche Weise zum Wachstumsstillstand eines Hochmoores gekommen ist. Die zunehmende Verwaldung der Hochmoore stellt zudem häufig eine Folge der nicht mehr stattfindenden Holznutzung auf den Hochmoorstandorten dar.

2.4.2 Erweiterung

Bereits in Kap. 1.11.3.7 wurde darauf hingewiesen, daß eine starke Zersplitterung von Streuwiesen-Lebensräumen in kleine Einzelflächen eine Gefährdung für zahlreiche Arten und damit auch für den Erhalt der vollständigen Lebensgemeinschaft bedeutet. Die Populationen aller Einzelarten benötigen eine (oft nur grob ermittelbare) Mindestflächengröße ihnen zusagender Standortbedingungen für ihren dauerhaften Fortbestand (vgl. MADER 1980). Die meisten lebensraumtypischen Tierarten beanspruchen neben den eigentlichen Kernflächen weitere Flächen mit geringer Nutzungsintensität oder Brachen als Nahrungs- oder Bruthabitat (vgl. Kap. 1.5.1).

Sehr kleine Streuwiesen können diese Voraussetzungen nicht mehr erfüllen, zumal die im Verhältnis zur Gesamtfläche einen großen Anteil einnehmende, durch externe Störeinflüsse +/-beeinträchtigte Randzone strukturell oft kaum mehr einer Streuwiese entspricht (vgl. Abb. 2/11, S. 258; HÖLZINGER 1987 : 449). Mit einer "Erweiterung" sollen benachbarte, vor allem grundwasserbeeinflusste Flächen, die derzeit entweder mangelhaft gepflegt werden, intensiv genutzt werden oder anderweitig gestört bzw. eutrophiert sind, dem Streuwiesenlebensraum funktionell angegliedert werden bzw. in einen möglichst streuwiesenähnlichen Zustand gebracht werden. Inwieweit dies durch Regenerationsmaßnah-

men möglich ist, wird in Kap. 2.5, S. 240, dargestellt.

Ein wesentlicher Zweck einer Erweiterungsfläche um sehr kleine Streuwiesen-Reliktflächen kann auch darin bestehen, den Einwanderungsdruck lebensraumfremder "Allerwelts- Arten" aus dem Umland auf die wegen ihres geringen Umfangs labilen Populationen in der Kernzone zu vermindern. Einer (weiteren) Degradation kleiner Restflächen kann auf diese Weise vorgebeugt werden.

Eine minimale Flächengröße, ab welcher ein Erweiterungsbedarf besteht, läßt sich in allgemeiner Form nicht angeben (vgl. Kap. 2.6.1, S. 258). Ein (gepflegter) streuwiesenartiger Bestand unter 500 m², weiträumig umgeben von intensiv genutzten Flächen, Gebüsch oder Wald, muß mit Sicherheit als zu klein eingestuft werden, um sein Artenpotential dauerhaft zu erhalten. PFADENHAUER (1989) gibt als Mindestgröße eines Streuwiesen-Lebensraums (in Beckenlagen) 0,5 ha an, wenn sich sein floristischer Artenbestand positiv entwickeln soll.

Unter Berücksichtigung faunistischer Aspekte ist der Minimalflächenbedarf sicherlich bei mehreren ha anzusetzen, um wenigstens einer Grundartengarnitur von Kleintierarten eine mittelfristige Existenz zu sichern (vgl. hierzu auch Kap. 2.6.1, S. 258). Teilbereiche eines solchen faunistischen Streuwiesen-Lebensraumkomplexes brauchen keine Streuwiesen i.e.S., sondern "nur" sporadisch gepflegte, nicht allzu hochwüchsige und strukturarme Feuchtrachen zu sein.

Flächenerweiterungen sind schließlich auch Voraussetzung für umfassendere Renaturierungsbemühungen in großräumig kultivierten Moorlandschaften und für den Verbund isolierter bzw. zersplitterter Bestände. Siehe dazu die folgenden Kapitel 2.5, S. 240, und 2.6, S. 257.

2.5 Wiederherstellung und Neuanlage

(Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

Gepflegt werden Flächen, die noch eindeutig als Streuwiesen bzw. als deren Kontaktgemeinschaften (z.B. thermophile Säume, Felsrasen u. dgl.) gelten können. Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage erfolgen dagegen auf Flächen, die zumindest zu Beginn der naturschutzbezogenen Maßnahmen nicht mehr den Streuwiesen und deren Kontaktgemeinschaften zugerechnet werden können.

In der Pflege- und Entwicklungsplanung spielt die Renaturierung von Streuwiesen eine zunehmend wichtige Rolle. Die stark geschrumpften und vielfach bedrohten Streuwiesen-Bestände genügen vielfach nicht mehr den Mindestanforderungen für eine dauerhafte Sicherung der charakteristischen Arten- und Populationsstrukturen der Lebensgemeinschaften der Streuwiesen (vgl. Kap. 1.11.2.1, und 1.11.3.4). Die sorgfältige Erhaltung und Pflege einigermaßen intakter Reste bedarf somit der Ergänzung

durch Renaturierungsmaßnahmen auf Erweiterungs- und Verbundflächen (vgl. Kap. 2.6, S. 257).

Unter **Neuanlage** von Streuwiesen werden in diesem Band Maßnahmen zur Anlage von Streuwiesen auf eigens dafür eingerichteten Standorten verstanden. Das **Wiederherstellungs-Management** erfolgt im Gegensatz dazu ohne grobe standörtliche Eingriffe; der Standort wird dabei höchstens insofern verändert, als durch den Menschen eingebrachte Nährstoffe wieder entzogen, Streufilz- und Nadelstreudecken abgeräumt oder Wiedervernässungen vorgenommen werden. Der "Neuanlage" von Streuwiesen werden recht unterschiedliche Vorgehensweisen zugerechnet. Als Neuanlage gilt, wenn zu diesem Zweck beispielsweise der (stark aufgedüngte) Oberboden abgeschoben wird.

Im **Unterkapitel 2.5.1** (S. 241) werden Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage und ihre Auswirkungen beschrieben. Das **Unterkapitel 2.5.2** (S. 253) faßt die im **Kapitel 2.5.1** vorgestellten Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage im Hinblick auf ihre Chancen zusammen, zur Renaturierung und Neuschaffung von Streuwiesen einen Beitrag leisten zu können. Die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen des Instruments "Wiederherstellung und Neuanlage" zur Entwicklung von Streuwiesen werden in diesem Kapitel aufgezeigt.

2.5.1 Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage

Die Wiederherstellung von Streuwiesen kann grundsätzlich von höchst unterschiedlichen Ausgangssituationen aus auf sehr verschiedenartigen Wegen besritten werden. Voraussetzung für eine Streuwiesen-Renaturierung ist, daß die ausgewählte Fläche zu den **potentiellen Standorten** von Streuwiesen-Lebensgemeinschaften gehört.

Quantitativ die mit Abstand wichtigste Ausgangssituation für Renaturierungsbestrebungen stellen heute Wirtschaftsgrünlandbestände dar. Die Möglichkeiten der **Rückführung des Wirtschaftsgrünlandes in Streuwiesen oder streuwiesenartige Bestände** sind Gegenstand des **Kap. 2.5.1.1** (S. 241).

Brachgefallene Streuwiesen sind heute auch in ihren Offenbereichen durch die Verfilzung (vgl. **Kap. 2.2.1.2.2**, S. 218) oder Verhochstaudung mit FILPENDULION-Arten (vgl. **Kap. 2.2.1.2.3**, S. 220) so stark verändert (vgl. Kap. 1.11.2), daß bei Wiederaufnahme der Mahd zunächst von einem "**Wiederherstellungs-Management**" gesprochen werden muß und nicht mehr von einer "**Pflege**" die Rede sein kann. Die Regeneration von **Streuwiesen aus langjährigen Brache-Beständen** wird in **Kap. 2.5.1.2** (S. 247) behandelt.

Eine weitere Ausgangssituation auf jahrzehntealten Brachen stellen bereits geschlossene **Verbuschungen und Verwaldungen** dar. Die Wiederherstellung von Streuwiesen, ausgehend von bereits stark verbuchten und verwaldeten Brachestadien **sowie von bereits geschlossenen Aufforstungen** sind Thema des **Kap. 2.5.1.3** (S. 249). Die **Neuanlage** von Streuwiesen wird in **Kapitel 2.5.1.4** (S. 249) erörtert. Es

wird auf die Neuschaffung von Streuwiesen auf **neugeschaffenen Rohboden-Standorten** sowie auf die **Transplantation** eingegangen.

Untersuchungen zur Wiederherstellung von Streuwiesen bzw. streuwiesenartigen Pflanzenbeständen laufen derzeit z.B. an den Universitäten München, Weihenstephan, Berlin und Hohenheim.

2.5.1.1 Wiederherstellung von Streuwiesen aus Wirtschaftsgrünland (Bearbeitet von B. Quinger)

Eine erfolgreiche Rückführung von Magerrasen aus Wirtschaftsgrünland setzt die Beseitigung der Ursachen voraus, die zur Umwandlung der vormaligen Magerrasen in artenarmes, produktives Grünland geführt haben :

Die Verdrängung der anspruchslosen, jedoch nur auf oligotrophen Standorten konkurrenzkräftigen Streuwiesenarten durch die anspruchsvolleren Arten des Wirtschaftsgrünlandes beruht in erster Linie auf der Zugabe von Dünger jedweder Form. Eine Regeneration der Streuwiesen-Vegetation ist daher nur möglich, wenn die dafür ausersehenen Standorte so stark ausgehagert werden können, daß der Nährstoffbedarf der Arten des Wirtschaftsgrünlandes nicht mehr gedeckt werden kann und diese daher ihren Platz den Magerzeigern und schließlich den Streuwiesenarten räumen müssen. Die pflanzenverfügbaren Stickstoff- (N), Phosphor- (P) und Kaliumgehalte (K) müssen deshalb auf das Niveau gesenkt werden, das für die anvisierten Streuwiesenbestände charakteristisch ist.

Nicht übersehen werden darf zudem, daß die Streuwiesenarten aufgrund eines im Vergleich zu den Arten des Wirtschaftsgrünlandes meist längeren Entwicklungszyklusses an andere Bewirtschaftungsformen optimal angepaßt sind. Die Arten intensiv genutzter Wiesen kommen mit einem Vielschnittregime zurecht; Streuwiesenarten dagegen vertragen oft nur einen, zudem möglichst spät im Jahr stattfindenden Schnitt (vgl. **Kap. 2.1.2**, S. 210).

Erfolgt die Regeneration durch Mahd, so muß ein Mahdregime festgelegt werden, das die gewünschte Aushagerung ermöglicht und zugleich durch die Wahl günstiger Mahdzeitpunkte und einer bestimmten Mahdhäufigkeit die allmähliche Sukzession zu einer magerrasenartigen Vegetation hin begünstigt oder wenigstens nicht behindert.

Da die Mahd von allen in der Praxis anwendbaren Bewirtschaftungsformen am wirksamsten eine Aushagerung durch Abschöpfung von Nährstoffen über das Mahdgut verspricht, erfolgte die Mehrzahl der Versuche zur Regeneration eines nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen, artenreichen Grünlandes aus nährstoffreichem, artenarmem Wirtschaftsgrünland durch diese Bewirtschaftungsform, z.B. bei SCHIEFER (1984), OOMES & MOOI (1985), BAKKER & DE VRIES (1985), SCHMIDT (1985), EGLOFF (1983/1986) und KAPFER (1988). Insbesondere die Arbeiten der beiden zuletzt genannten Autoren beschäftigten sich eingehend mit der Renaturierung von Streuwiesen- und streuwiesenartigen

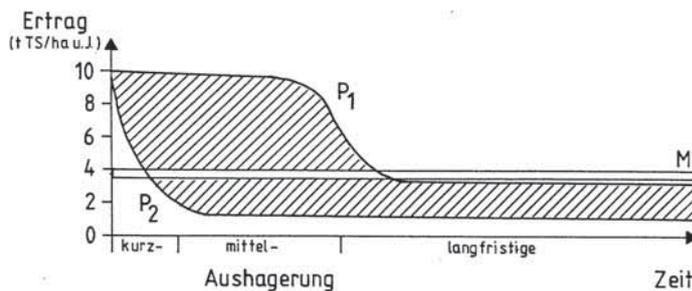


Abbildung 2/5

Ertragsverlauf von Grünland bei der Aushagerung von zwei extremen Böden in Abhängigkeit von deren Nachlieferungsvermögen und Pufferkapazität für (limitierende) Nährstoffe (KAPFER 1988: 106)

P1 = Boden mit hohem Nachlieferungsvermögen und hoher Pufferkapazität

P2 = Boden mit geringem Nachlieferungsvermögen und geringer Pufferkapazität

M = Ertragsschwelle zu mesotrophen Streuwiesen (3,5 bis 4,0 t TS/ha)

Vegetationsbeständen, so daß die wesentlichen Ergebnisse dieser Arbeiten im vorliegenden LPK-Band wiedergegeben werden müssen.

Zur Rückführung streuwiesenartiger Vegetationsbestände aus Grünland durch Beweidung gibt es bisher keine verwertbaren Untersuchungen, so daß dieser Fragestellung in diesem Band nicht weiter nachgegangen wird.

Abgesehen von SCHIEFER (1984), der die Aushagerungsmöglichkeiten einiger potentieller Halbtrockenrasen-Standorte behandelt, lassen sich die oben genannten Untersuchungen allesamt der Thematik "Umwandlung von nährstoffreichem, artenarmen Wirtschaftsgrünland in artenreicheres, nährstoffärmeres Grünland auf frischen oder gar feuchten, grundwasserbeeinflussten Standorten" zuordnen. Die Versuche von SCHMIDT (1985) erfolgten auf natürlichen Anreicherungsstandorten mittlerer Feuchte, also nicht auf potentiellen Magerrasen- oder Streuwiesenstandorten.

Nachfolgend werden die wichtigsten, sicht- und meßbaren Auswirkungen der Aushagerung dargestellt. Das erste Unterkapitel (Kap. 2.5.1.1.1, S. 242) beschäftigt sich mit der Ertragsentwicklung, das zweite Unterkapitel (Kap. 2.5.1.1.2, S. 243) mit den Nährstoffentzügen, die bei Aushagerungsmahd auftreten. Im dritten Unterkapitel 2.5.1.1.3 (S. 244) wird besprochen, welche Vegetationsveränderungen bei diesen Versuchen beobachtet wurden; zudem wird auf allgemein gültige Gesetzmäßigkeiten des Sukzessionsverlaufes der Wirtschaftsgrünland-Aushagerungen aufmerksam gemacht.

2.5.1.1.1 Ertragsentwicklung

Auf potentiellen Magerrasen- und MOLINION-Standorten liegt zumindest einer der drei wesentlichen Wachsfaktoren Wärme, Bodenfeuchte und natürliche Nährkraft so weit im Minimum, daß die jährliche Phytomasseproduktion nicht 3,5 bis 4 t TS/ha und Jahr übersteigen würde, sofern durch den Menschen keine Düngerzugaben erfolgten (vgl. SCHIEFER 1984: 57 f.). Voraussetzung für die Entwicklung einer streuwiesenartigen Vegetation des Verbandes MOLINION ist die Senkung des Ertragsniveaus des Grünlandes auf eine Trockensubstanz-

Produktion von unter 4 t TS/ Hektar und Jahr (vgl. SCHIEFER 1984: 56). Erst auf diesem Ertragsniveau vermögen sich Magerrasen- und Streuwiesen-Arten auszubreiten und dominant zu werden.

Die konkurrenzkräftigen Arten des Wirtschaftsgrünlandes beginnen zu kümmern und ihren Platz zu räumen. Deutlich erhöhte Artenzahlen in Grünlandbeständen stellten AL-MUFTI et al. (1977) und VERMEER & BERENDSE (1983) erst auf Ertragsniveaus von 4-5 t TS/ha und Jahr fest. Nach KAPFER (1988: 104) gilt ein Streuwiesenstandort unabhängig von noch feststellbaren Nährstoffvorräten und der aktuellen Vegetationszusammensetzung als ausgehagert, sobald das Ertragsniveau aufgrund verminderter Nährstoff-Nachlieferung dauerhaft unter 3,5 bis 4,0 t TS/ha und Jahr abgefallen ist, da diese Ertragswerte dem meso- bis oligotropher Streuwiesen vor der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung entsprechen.

Die Geschwindigkeit von Ertragsrückgängen bei Mahd-Management hängt stark von dem Nachlieferungsvermögen und von der Pufferkapazität der Böden ab. Ertragsrückgänge bereits nach kurzer Zeit wurden z.B. in Grünlandbeständen über Sandböden mit geringem Sorptionsvermögen nachgewiesen:

- Nach OOMES (1977) und OOMES & MOOI (1985: 60 u. 64) erfolgte in als "POO-LOLIETUM" bezeichneten Grünlandbeständen über feuchten, stark humosen Sandböden mit niedriger Pufferkapazität bei einem Zweischmittregime innerhalb von zwei Jahren ein Ertragsrückgang von 10,5 t TS/ha auf 6,5 t TS/ha. Anschließend verlief der Ertragsrückgang wesentlich langsamer. Acht Jahre nach der Entlassung des Grünlandes aus der intensiven Nutzung (250 kg N/ha und Jahr) stabilisierte sich die Trockensubstanzproduktion auf 4-5 t TS/ha und Jahr.
- Eine ähnliche Ertragsentwicklung ermittelten BAKKER et al. (1980) und BAKKER & DE VRIES (1985) in Grünlandbeständen auf feuchten Sandböden. Innerhalb von sieben Jahren senkte sich der Ertrag von 10-11 t TS/ha und Jahr auf 4-5 t TS/ha und Jahr.

Mit wesentlich längeren Zeiträumen ist dagegen an ton- und feinschluffreichen Standorten zu rechnen,

die sich durch ein gutes Sorptionsvermögen auszeichnen:

- 8 Jahre Aushagerungsschnitt (2 Schnitte pro Jahr) einer Glatthaferwiese auf wechselfeuchten, tonreichen Anmoorgleyen bewirkten nach OOMES & MOOI (1981) einen Rückgang von anfänglich 6-7 auf 5,6-6,1 t TS/ha und Jahr.
- 20 Jahre Aushagerungsschnitt (2 Schnitte pro Jahr) führten bei einer zu Versuchsbeginn nur mäßig nährstoffreichen, mäßig feuchten *Holcus lanatus*-Wiese auf tonreichem Boden zu einem Ertragsrückgang von 5,2 t TS/ha und Jahr auf 4,1 t TS/ha und Jahr (ELBERSE et al. 1983).

Auf potentiellen Pfeifengraswiesen-Standorten konnte KAPFER (1988: 104 f.) bei zwei- bis dreischüriger Aushagerungsmahd recht unterschiedliche Verläufe der Ertragsentwicklung beobachten. Bei zwei von fünf untersuchten Kohldistelwiesen verhartete der Ertrag innerhalb von vier Vegetationsperioden auf mittlerem Niveau und nahm nur geringfügig ab. Bei einem Standort erfolgte in diesem Zeitraum ein Rückgang der Phytomasseproduktion um ca. 30%, bei zwei weiteren Versuchsflächen senkte sich das Ertragsniveau mit ca. 2-4 t TS/ha und Jahr auf das Niveau mesotropher Pfeifengras-Streuwiesen ab.

Die Schnelligkeit des Ertragsabfalls stand nach KAPFER (1988: 105) in direktem Zusammenhang mit den Tongehalten der Niedermoorböden. Das K- und das P-Nachlieferungsvermögen der Niedermoorböden hängt wesentlich von ihren Tongehalten ab (vgl. Kap. 1.3.3.2 und 1.3.3.3). Einen Ertragsabfall bereits nach 1-2 Jahren auf das Niveau mesotropher Streuwiesen beobachtete KAPFER (1988: 107) nur auf tonarmen, nicht-durchschlickten Niedermoorstandorten. Auf durchschlickten, tonreichen Niedermoorböden erwartet KAPFER (1988: 110 f.) eine Aushagerung auf das Ertragsniveau nach einem Zeitraum von 10-15 Jahren, da diese puffer- und sorptionsstarken Böden nur langsam "leergepumpt" werden können.

Die Unterschiede im Ertragsverlauf von Grünland bei der Aushagerung in Abhängigkeit von der Pufferkapazität des Bodens verdeutlicht Abb. 2/5, S. 242.

2.5.1.1.2 Nährstoffentzüge

Eine rückläufige Ertragsentwicklung deutet zuverlässig auf eine Senkung der Nährstoff-Vorräte hin. Magerrasen-Niveau bzw. das Niveau meso- bis oligotropher Streuwiesenstandorte wird erreicht, wenn eine Trockensubstanzproduktion von ca. 3,5 bis 4 t TS/ha und Jahr unterschritten wird. Ertragsrückgänge treten auf, wenn zumindest ein Nährstoff für eine oder mehrere bestandesbildende Wirtschaftsgrünland-Arten ins Minimum gerät. Der Nährstoffbedarf der vorhandenen Vegetation kann nicht mehr in der bis zu diesem Zeitpunkt üblichen Form gedeckt werden, so daß die Phytomasseproduktion abnimmt und Änderungen in der floristischen Zusammensetzung hinsichtlich Abundanz, Dominanz und Beschaffenheit des Artenspektrums eintreten.

Die Raten von Ertragsabschöpfung und Nährstoffentzug müssen keineswegs zusammenhängen. Mit der Erhöhung der Schnitzzahl nehmen die N-Entzüge stärker zu als die Ertragsabschöpfungen, da mit erhöhter Schnitthäufigkeit die Pflanzendecke zunehmend in einem Jungstadium abgemäht wird (SCHIEFER 1984: 49). Diese Jungstadien weisen höhere Nährstoffgehalte auf als die Reifestadien, so daß das Mahdgut bei Vielschnitt höhere mittlere N-Gehalte (vgl. SCHMIDT W. 1985: 93) und Phosphorgehalte (vgl. SCHIEFER 1984: 48 f.) aufweist. Die frisch gemähte Grasnarbe zeichnet sich nach SCHMIDT W. (1985: 93) durch eine hohe Stickstoffaufnahmebereitschaft aus.

Nachfolgend werden die Zusammenhänge dargestellt, die sich zwischen vorgeordnetem Schnittmanagement einerseits und Nährstoffentzügen andererseits nach den bisher durchgeführten Versuchen zur Thematik Grünland-Aushagerung abzeichnen. Nährstoffentzüge lassen sich am besten über die Nährstoffgehalte des Schnittguts, weniger sicher über Bodennährstoffanalysen feststellen (vgl. OOMES & MOOI 1985). Dargestellt werden im einzelnen die drei Schlüsselnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium.

Stickstoff

In Niedermooren steigt der N-Vorrat im Oberboden durch Vererdung der organischen Substanz im Lauf der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (Entwässerung) stark an (vgl. Kap. 1.3.3.1), so daß den verfügbaren N-Vorräten bei der Renaturierung von Grünlandbeständen auf Moorstandorten oder Anmoorstandorten kaum die Rolle des produktionsbegrenzenden Faktors zufällt (vgl. hierzu EGLOFF 1986: 84). Bei dreischüriger Mahd von Kohldistelwiesen entzog KAPFER (1988: Abb. 31) mit der Phytomasse zwischen 100 und 150 kg/Hektar und Jahr.

Phosphor

Bei der Aushagerung von Streuwiesen kann die **Verringerung der pflanzenverfügbaren Phosphor-Vorräte** eine entscheidende Rolle spielen.

In feinkörnigen Böden beträgt die Auswaschung in der Regel weniger als 0,3 kg Phosphor/ha und Jahr, so daß P-Verarmungen nur nach sehr langen Zeiträumen erfolgen können, sofern keine Entzüge durch Ernteabschöpfungen stattfinden (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1976: 253). Nach KLAPP (1971: 177) steigt im Wirtschaftsgrünland das P-Düngebedürfnis bei Vielschnitt an (entsprechend dürfte bei Vielschnitt mehr P entzogen werden!). In den Niederlanden rechnet man nach den von KLAPP wiedergegebenen Werten mit folgendem Düngerbedarf (in kg P₂O₅/ha):

reine Weidenutzung	20-30
1 Schnitt	45
2 Schnitte	75

Bei Aushagerungsversuchen auf Streuwiesenstandorten wurden folgende P-Abschöpfungen ermittelt:

- KAPFER (1988: 76 ff.) erzielte in Kohldistelwiesen auf mineralstoffreichen Niedermoorbö-

den P-Entzüge zwischen 50-70 kg/ha und Jahr bei dreifachem Schnitt. Einmaliger Schnitt pro Jahr entzog auf derselben Dauerfläche in einer anderen Parzelle 30 kg. Auf einer schwach gestörten Pfeifengraswiese betrug der Entzug bei dreifachem Schnitt weniger als 20 kg/ha und Jahr.

- EGLOFF (1986: 84 f.) konnte auf durch Düngungseinflüsse stark geschädigten Pfeifengraswiesen durch Schnitte im Juli wesentlich höhere P-Entzüge herbeiführen als durch Schnitte im September.

Kalium

Die Bedeutung des Kaliums als möglicher Minimumfaktor bei der Pflanzenernährung hängt stark von den edaphischen Verhältnissen ab. Auf lehmigen-tonigen Böden tritt selten Kaliummangel auf. An lehmigen Mineralboden-Standorten, auf denen beispielsweise Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (CIRSIO-MOLINIETUM) Streuwiesen regeneriert werden sollen, kommt dem Kalium als möglichem Minimumfaktor wohl keine Bedeutung zu.

Der hohe Kaliumbedarf von Grünlandbeständen auf Moorstandorten ist schon seit langem bekannt; entsprechend seiner viel höheren Bodenbeweglichkeit wird K auf tonärmeren und auf moorigen Böden viel leichter als P ausgewaschen (vgl. KLAPP 1971: 178). Auf tonarmen Moorböden ist das Kalium nach KAPFER (1988: 111) bei der Aushagerung zuvor intensiv genutzter Moorstandorte der primär limitierende Nährstoff. Nicht nur die extrem niedrigen K-Konzentrationen in den Pflanzen, sondern die im Verhältnis zur Phytomassen-Ertragsentwicklung stärker absinkenden K-Gehalte weisen auf die herausragende Rolle des Kaliums bei der Aushagerung hin. Auf einem stark vererdetem, tiefgründigen Niedermoorboden fiel der Ertrag einer Wiese trotz N- und P-Düngung innerhalb von vier Jahren von 11,5 auf 6,1 t TS/Hektar und Jahr ab, schon nach drei Jahren waren die pflanzenverfügbaren Kalium-Vorräte erschöpft (BREUNIG et al. 1973).

2.5.1.1.3 Änderungen der Vegetationszusammensetzung

Die Sukzession von Wirtschaftsgrünland zu nährstoffarmem, artenreichen Grünland verläuft zwar +/- parallel mit der Aushagerung der Standorte, doch steuern auch andere Faktoren die Vegetationsentwicklung mit. Die Wahl der Schnitthäufigkeit und der Schnittzeitpunkte beim Aushagerungsschnittregime hat Einfluß auf die Förderung bzw. auf die Hemmung bestimmter Arten. Das Schnittregime wirkt in spezifischer Weise auf die Bestandesstrukturen ein, kommt den Lebenszyklen einzelner Arten entgegen oder läuft ihnen zuwider (z.B. Abschluß der Rückverlagerung der Nährstoffe und der Samenreife).

Änderungen der Nährstoffnachlieferung, die Wirkungen des Schnittregimes und Eigenschaften der Arten (Lebensform, Lebensdauer, Vermehrungsweise der dominanten Arten) erzeugen charakteristische Übergangsphasen zwischen den Ausgangs-

beständen und der potentiellen Streuwiesenvegetation (vgl. Punkt A in diesem Kapitel).

Allerdings reicht allein die erfolgreiche Aushagerung noch nicht aus, artenreiche Bestände entstehen zu lassen. Der jeweils mögliche Wiederherstellungsgrad hängt maßgeblich vom Florenpotential der betroffenen Fläche bzw. der unmittelbaren Umgebung ab:

- Das Vorhandensein noch keimfähiger Samen von Streuwiesenarten kann maßgeblich zu einem größeren Artenreichtum des ausgehagerten Grünlandes beitragen. Die Chancen auf eine ergebigere Samenbank hängen stark davon ab, ob auf der auszuhagernden Fläche vormals eine Streuwiese wuchs und wie lange die Zeit der Umwandlung dieser Streuwiese in Wirtschaftsgrünland zurückliegt. Nur bei Arten mit einem langfristigen Samenpotential (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B) ist zu erwarten, daß sie in den Samenbanken von Renaturierungsflächen noch vertreten sind, die bereits vor mehreren Jahren in Wirtschaftsgrünland überführt wurden.
- Enge räumliche Nachbarschaft, günstigenfalls ein unmittelbares Angrenzen von +/-intakten Streuwiesen dürfte die Einwanderungschancen von Streuwiesenarten sehr verbessern. Von einigen Arten der Streuwiesen-Lebensräume wie *Pinguicula vulgaris* (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B) ist bekannt, daß sie ihre Samen nur wenige Meter weit streuen können. Auch genügend ausgehagerte, ehemalige Grünlandstandorte als nunmehr geeignete Wuchsorte können von Arten mit schlecht entwickeltem Migrationsvermögen nicht besiedelt werden, wenn sie von vorhandenen Streuwiesen(resten) zu isoliert liegen (vgl. MAAS 1987: 124 f.).

Die langsame und oft unvollständige Rückführung von Streuwiesen liegt nicht nur darin begründet, daß die Vegetation zunächst die stellenweise hohen Nährstoffvorräte erst "leerpumpen" muß. **Die Regeneration von Streuwiesen dauert auch deshalb so lange, weil einzelne Arten erst wieder neu zuwandern müssen, bevor sie sich im Bestand etablieren können. Für wenig migrationsfreudige Arten bestehen praktisch keinerlei Aussichten, in Renaturierungsflächen einzuwandern, wenn die Entfernungen zu möglichen Lieferbiotopen zu groß geworden sind.**

Um dennoch Streuwiesen zu erzeugen, empfahl seinerzeit STEBLER (1898) deshalb ein Aufreißen der Vegetationsdecke durch kreuz- und quer-Eggen, anschließend Einsaat und Anwalzen des Saatguts.

A) Durch Aushagerung induzierte Vegetationsveränderungen

Mahdmanagement mit dem Ziel der Aushagerung zeigt zunächst bei stark nährstoffbedürftigen Grünlandarten Wirkung. Da eutraphente Wiesenarten wie z.B. *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*, *Festuca pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium* und *Galium mollugo* an

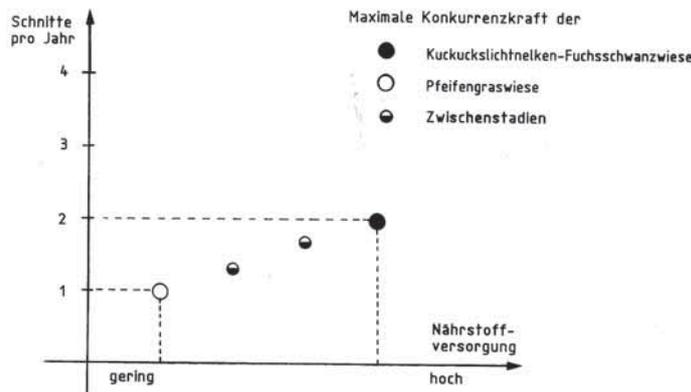


Abbildung 2/6

Die konkurrenzkräftigsten Rasengesellschaften in Abhängigkeit von Nährstoffversorgung (X-Achse) und Schnitthäufigkeit pro Jahr (Y-Achse) auf kalkreichen, potentiellen Magerrasen-Standorten.

Für die Pfeifengraswiese (*Molinietum caeruleae*) und die Kuckuckslichtnelken-Fuchsschwanzwiese wird der Bereich größter Konkurrenzkraft angegeben

zwei bis drei Schnitte gut angepaßt sind, dürften Abundanz- und Dominanzrückgänge bei diesen Arten hauptsächlich durch Nährstoffentzüge verursacht werden. Geht eine Art des intensiv genutzten Wirtschaftsgrünlandes zurück, so kann man mit gutem Grund vermuten, daß zumindest ein essentieller Nährstoff nicht mehr ausreichend nachgeliefert wird.

Erste Änderungen der floristischen Zusammensetzung müssen dabei nicht mit Ertragsrückgängen verknüpft sein. So zeigten bei guter Nährstoffversorgung von *Lolium perenne* beherrschte Grünlandbestände kaum Ertragsunterschiede zu *Holcus lanatus*-dominierten Beständen. Bei abnehmender Nährstoffversorgung lagen nach WATT (1978) die Erträge von *Holcus lanatus* dagegen sehr viel höher als die von *Lolium perenne*. Im Feuchtgrünland deuten sich daher erste für die Vegetationszusammensetzung wirksame Nährstoffentzüge durch ein stärkeres Hervortreten von *Holcus lanatus* an, ohne daß es parallel dazu schon zu (deutlichen) Ertragsabfällen kommen muß. Bei den Aushagerungsversuchen KAPFERs (1988: 115 ff.) folgte auf das anfänglich von Fettwiesenarten dominierte *Festuca pratensis*-ein *Holcus lanatus*-Stadium. Bei leicht sauren und feuchten Verhältnissen scheint *Holcus lanatus* besonders konkurrenzkräftig zu sein; besonders auf lockeren Moorböden breitet es sich gerne aus.

Häufige und lichtbedürftige Rosettenpflanzen wie *Ajuga reptans*, *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris*, *Leontodon autumnalis* und *Plantago lanceolata* bzw. niedrigwüchsige Pflanzen anderer Lebensformtypen wie *Veronica chamaedrys* breiten sich bei zweischüriger Aushagerungsmahd erst dann aus, wenn eutraphente Obergräser wie *Festuca pratensis*, *Alopecurus pratensis* und *Dactylis glomerata* bereits deutlich abgenommen haben und mehr Licht bis in Bodennähe vordringen lassen.

Weitere Arten des Feucht-Grünlandes, die in einer frühen Aushagerungsphase stark nährstoffreichen Grünlandes zunehmen (vgl. SCHMIDT 1985: 87), sind z.B. *Achillea millefolium*, *Campanula rotundifolia*, *Cardamine pratensis*, *Centaurea jacea*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Crepis biennis*, *Knautia arvensis*, *Pimpinella maior* und *Rumex acetosa*.

Mit zunehmendem Lichtgenuß durch den Rückgang der Hochgräser ergeben sich zudem Änderungen in der Mooschicht. Zu den Hauptnutznießern des Aushagerungs-Managements auf den Versuchsflächen von KAPFER (1988: 118) zählten *Climacium dendroides* und *Eurhynchium swartzii*.

B) Der Einfluß von Schnitzzahl und Mahdzeitpunkten auf die Vegetationszusammensetzung und auf Vegetationsstrukturen

Wie bereits in Kap. 2.5.1.1.2 (S. 243) ausgeführt wurde, nehmen die Nährstoffentzüge mit zunehmender Schnitzzahl relativ stärker zu als die Ertragsabschöpfungen. Mit einem 3- bis 5-schürigen Schnittregime während der Vegetationsperiode lassen sich besonders starke Nährstoffentzüge in relativ kurzer Zeit herbeiführen. Allerdings ändert bereits eine viermalige Mahd die Konkurrenzverhältnisse so stark, daß selbst auf dem eutrophen Flügel der Grünlandpalette nicht mehr die *ARRHENATHERION*-Gesellschaften als die konkurrenzkräftigsten Pflanzengemeinschaften gelten können (vgl. SCHMIDT 1985: 86). Erst recht dürfte dies auf dem oligotrophen Flügel des Feucht-Grünlandtypen-Spektrums für die bekannten *MOLINION*-Gesellschaften gelten. Stattdessen begünstigt ein Vielschnitt-Regime jene Arten, deren Assimilationsorgane relativ tief liegen, wie z.B. *Ajuga reptans*, *Agrostis stolonifera* (Feucht-Standorte), *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata* und *Trifolium repens* oder die schon mesotraphente *Prunella vulgaris*.

Die Problematik der Aushagerung von Wirtschaftsgrünland durch Mahd läßt sich graphisch durch ein Koordinatensystem darstellen, in dem die X-Achse das trophische Niveau, die Y-Achse die Schnitthäufigkeit bezeichnet. Zu jeder Position kann theoretisch eine Pflanzengemeinschaft ermittelt werden, die dort die größte Konkurrenzkraft entwickelt (Abb. 2/6, S. 245).

Im Zuge der Renaturierung einer Streuwiese liegt es nahe, in einem bestimmten Stadium, in dem Streuwiesenarten auftreten, von einem zweischürigen auf ein einschüriges Herbst-Mahdregime umzustellen, da eine derartige Bewirtschaftung den Bedürfnissen

Reaktion von Streuwiesenpflanzen auf unterschiedliche Schnittzeitpunkte

VESELLSCHAFT: TRESPEN - PFEIFENGRASWIESE

ORT: Entwässertes Niedermoor aus stark zersetztem Torf (30 cm)
über stark tonigem, steinigem Sand (wechselfrisch) GW-Stand \approx 52 cm u.Fl.

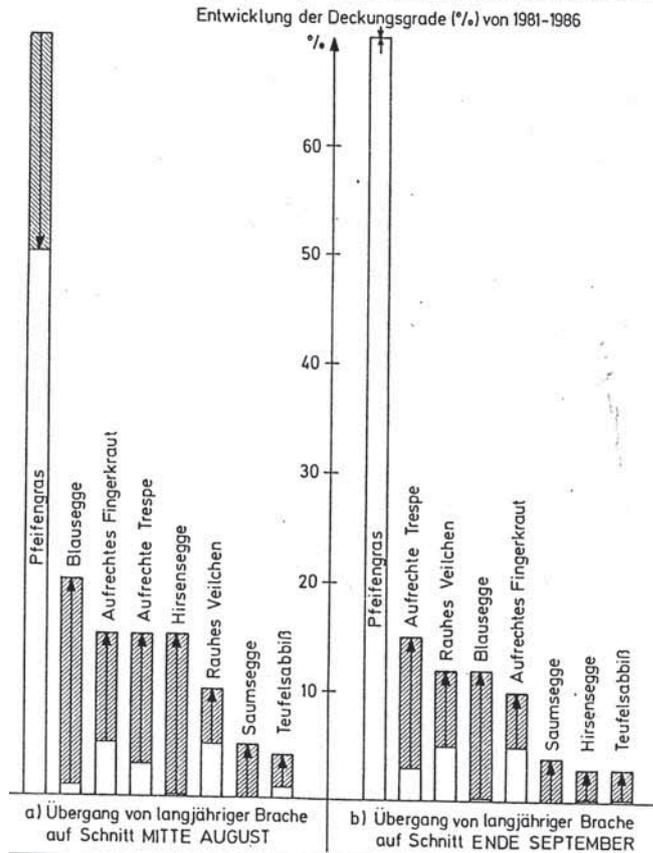


Abbildung 2/7

Veränderung des Deckungsgrads ausgewählter Pflanzenarten einer seit 15 Jahren brachliegenden, wechselfeuchten Pfeifengraswiese nach Wiederaufnahme von Pflegeschnitten innerhalb von 5 Jahren (nach BRIEMLE 1987)

der Streuwiesenarten am meisten entgegenkommt (vgl. Kap. 2.1.2, S. 210).

C) Die Auswirkungen zweischüriger Aushagerungsmahd auf stark gestörte Pfeifengraswiesen

Wie sich Aushagerungsmahd in stark durch Eutrophierung gestörten Pfeifengraswiesen auswirkt, untersuchte EGLOFF (1986). Bei der Anwendung verschiedener Managements erzielte er im Verlaufe von drei Vegetationsperioden folgende Resultate (vgl. S. 131):

Geförderte Arten:

generell auf allen Versuchspartellen: *Molinia caerulea*, *Mentha aquatica*;

nur Herbstschnitt: *Lysimachia vulgaris*, *Solidago serotina*;

2-schürige Mahd/beide Varianten: *Ajuga reptans*, *Cirsium arvense*, *Galium album*, *Glechoma hederacea*, *Lathyrus pratensis*, *Prunella vulgaris*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juni-September: *Festuca rubra*, *Galium boreale*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juli-September: *Holcus lanatus*, *Rhinanthus alectorolophus*.

Zurückgedrängte Arten :

generell auf allen Versuchspartellen: *Rubus caesius*;

nur Herbstschnitt: *Galium album*;

2-schürige Mahd/beide Varianten: *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juni-September: *Rhinanthus alectorolophus*, *Holcus lanatus*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juli-September: *Calamagrostis epigejos*.

Bemerkenswert sind vor allem die Ergebnisse bei einigen Arten, die als Störarten unerwünscht sind wie *Solidago serotina* oder *Calamagrostis epigejos*. Aus pflegerischer Sicht stößt ebenso die Reaktion der Hochstauden *Filipendula ulmaria* und *Lysimachia vulgaris* auf hohes Interesse.

Molinia caerulea nahm zunächst auch auf den zweischürigen Partellen zu, dürfte aber auf lange Sicht mit einem solchen Management nicht zurechtkommen (vgl. EGLOFF 1986: 157 f.).

D) Aushagerungsstadien auf dem Weg zum Magergras

Bei der Aushagerung von Fettwiesen und Halbfettwiesen hin zu Streuwiesenbeständen treten charak-

teristische, vorübergehend +/- stabile Zwischenzustände auf, die analog zum [Kap. 2.2](#) (S. 214, 2. Absatz) im Sinne von WESTHUS (1981) als **Stadien** und nicht als **Phasen** bezeichnet werden sollen. Eine Übersicht über die Stadien, die bei der Aushagerung von Wirtschaftsgrünland auf ehemaligen Pfeifengras-Streuwiesenstandorten auftreten, legt KAPFER (1988: 116) vor:

Demnach folgt wie schon unter Punkt A in diesem Kapitel beschrieben auf das anfängliche *Festuca pratensis*- ein *Holcus lanatus*-Stadium. Auf das *Holcus lanatus*-Stadium folgen nach den Untersuchungen von KAPFER (1988: 116) Stadien, in denen das Mittelgras *Festuca rubra* und anschließend *Anthoxanthum odoratum* den Ton angeben. Erst danach ist mit Stadien zu rechnen, in denen Streuwiesenarten hervortreten ("*Carex nigra*-Stadium", "*Molinia caerulea*-Stadium").

Die Kenntnis dieser Zwischenstadien ist kein wissenschaftlicher Selbstzweck, sondern ermöglicht erst :

- die Koppelung bestimmter Restitutionsmanagements an klar definierte Zwischen-Zustände;
- eventuell naturschutzfachlich angezeigte Kurskorrekturen der Entwicklungsstrategie.

2.5.1.2 Wiederherstellung aus langjährigen Brachen (Bearbeitet von B. Quinger)

Brachgefallene Streuwiesen werden in ihrer Vegetationsbeschaffenheit sehr stark durch **Verfilzung**, **Verhochstaudung** mit FILIPENDULION- oder *Solidago*-Arten, **Verschilfung** oder **Etablierung von Reitgras-Polykormonen** verändert (vgl. [Kap. 2.2.1.2.2](#) bis [2.2.1.2.6](#), S. 218 ff.).

Die Eignung verschiedener Managements, fortgeschrittene Sukzessionsstadien wieder dem Ausgangszustand nahezubringen, wird nachfolgend dargestellt. Insbesondere wird auf die Bekämpfung der Arten eingegangen, die in erster Linie die unerwünschten Vegetationsveränderungen in Streuwiesenbrachen herbeiführen.

2.5.1.2.1 Beseitigung der Auswirkungen der Verfilzung

Die Streufilzdecken von Grasarten, die in Streuwiesen bestandesbildend auftreten wie *Molinia caerulea* und *M. arundinacea*, lassen sich **bei einschüriger Mahd** etwa im Verlaufe von drei bis fünf Jahren beseitigen. Sind noch Restbestände der durch die Verfilzung zurückgedrängten Hemikryptophyten, Rosetten- und Schaftpflanzen (vgl. hierzu [2.2.1.2.2](#)) vorhanden, so können diese in ihren Individuenzahlen in diesem Zeitraum wieder stark ansteigen. Die Mahd beseitigt nicht nur die Streufilzdecken, sondern schränkt auch die Wüchsigkeit des Hauptbestandesbildners (z.B. *Molinia caerulea*) ein, so daß die Konkurrenzkraft dieser Art gemildert wird. Bei tief angesetztem Schnitt entstehen offene Bodenstellen, die ein erfolgreiches Aufkeimen der bei Brache

zurückgedrängten Arten gestatten (vgl. SCHOPPGUTH 1993: 128). In dem von BRIEMLE (1987: 254) durchgeführten Versuch konnten sich nach Wiederaufnahme der Mahd auf einer über 15-jährigen Brachfläche einige Streuwiesenpflanzen wie die Hirse-Segge (*Carex panicea*), die Saum-Segge (*Carex hostiana*), die Blaugrüne Segge (*Carex flacca*), das Aufrechte Fingerkraut (*Potentilla erecta*) oder der Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) deutlich zunehmen ([Abb. 2/7](#), S. 246).

Nach eigenen Beobachtungen ließ sich eine ca. 20-jährige, stark verbultete Kopfbinsenbrache bei Tutzing (Lkr. STA) innerhalb von 6-8 Jahren wieder in ein Kopfbinsenried rückführen, das kaum noch Brachemerkmale aufwies: die Verbultung war nahezu behoben, die Individuenzahlen einiger Rosettenpflanzen hatten in diesem Zeitraum stark zugenommen, die Mehl-Primel bildete sogar wieder auffällige Aspekte, stark zugenommen hatte in diesem Zeitraum zudem der Stengellose Enzian.

In lange brachliegenden Streuwiesen läßt sich nach Wiederaufnahme des Schnitts und der allmählichen Beseitigung der Streufilzdecken nicht selten ein starkes Hervortreten von mesotraphen Wiesenpflanzen wie *Centaurea jacea* oder *Festuca rubra* beobachten (vgl. BRIEMLE 1987: 254), die möglicherweise von der Aufdüngung profitieren, die sich während der Brachephase durch das Belassen des Aufwuchses an Ort und Stelle ergeben hat.

Durch das **Mulchen** von Streufilzbeständen kann nur mit Einschränkung eine günstige Wirkung auf die Regeneration von Streuwiesen erreicht werden. Der Mulchschnitt ermöglicht einen schnelleren Abbau der verdämmenden Streufilzdecken als die Brachesituation, so daß in regelmäßig gemulchten Beständen die sich anhäufenden Streumengen wesentlich geringmächtiger bleiben als in vergleichbaren Brache-Beständen. Da mit dem Mulchen keine Nährstoffzüge verbunden sind, ist jedoch auf Dauer mit einer Begünstigung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes zu rechnen.

Anscheinend in hervorragendem Maße geeignet, Streufilzdecken **durch Beweidung** zu beseitigen, sind die neuerdings in Bayern in der Rinder-Viehhaltung verwendeten schottischen Galloway-Rinder. Auf seit 1986 wieder beweideten, zuvor über 30 Jahre brachliegenden Pfeifengraswiesen-Flächen bei Pähl im Betriebsgelände Hartschimmelhof im Lkr. Weilheim-Schongau sind die von *Molinia arundinacea* und *Calamagrostis epigejos* gebildeten Streufilzdecken im Vergleich zu einer unmittelbar benachbarten, immer noch brachliegenden Fläche mittlerweile stark reduziert worden. Niedrigwüchsige Magerrasen- und Streuwiesenarten wie *Gentiana clusii* haben sich zwischenzeitlich deutlich erholt. Die Beweidung auf der sich regenerierenden Fläche geschah in den Jahren 1986-1991 als vierwöchige Frühlingsweide (Monat Juni) und als zweiwöchige herbstliche Nachweide bei einer Besatzstärke von ca. 2 GVE.

Reaktion von Streuwiesenpflanzen auf unterschiedliche Schnittzeitpunkte

GESELLSCHAFT: WIESENRAUTEN - HOCHSTAUDENFLUR

STANDORT: Entwässertes Niedermoor aus stark zersetztem Torf (30-50 cm)
über feinsandigem Ton (wechselfeucht)

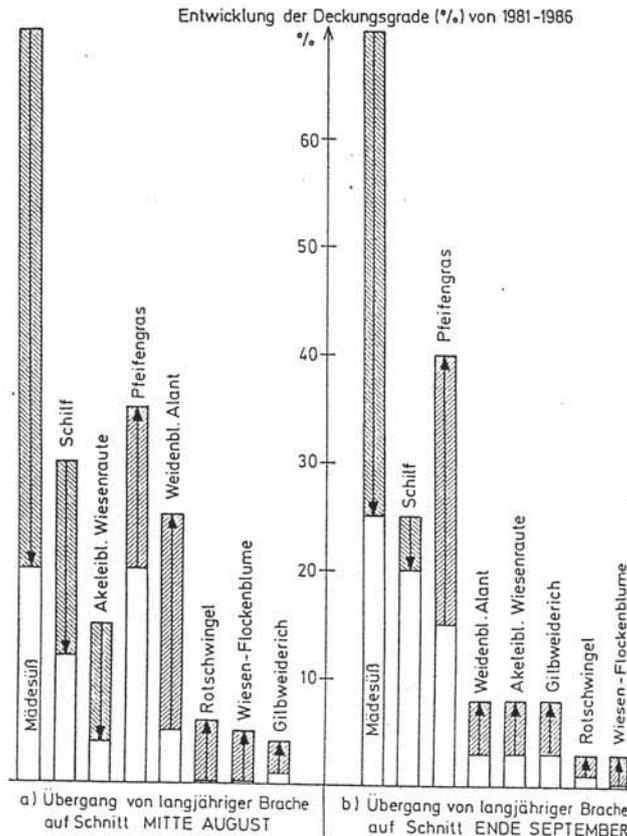


Abbildung 2/8

Veränderung des Deckungsgrads ausgewählter Pflanzenarten einer seit 15 Jahren brachliegenden Wiesenrauten-Hochstaudenflur nach Wiederaufnahme von Pflegeschnitten innerhalb von 5 Jahren (nach BRIEMLE 1987)

2.5.1.2.2 Beseitigung von FILIPENDULION-Hochstaudenfluren

Die Wiederaufnahme der Mahd in mit *Filipendula ulmaria* zugewachsenen Brachen kann eine starke Zurückdrängung dieser Hochstauden herbeiführen. Besonders empfindlich ist *Filipendula* gegen einen Schnitt zur Blütezeit; schon STEBLER (1898: 116) empfahl deshalb zur Bekämpfung größerer Bestände dieser als "Unkraut der Streuwiesen" eingestuft Art einen Schnitt in diesem Zeitraum.

In einer ca. 25 Jahre lang brachgelegten Feuchtwiese, auf der *Filipendula ulmaria* zur Dominanz gelangt war, führten 7 Jahre Zweischnittnutzung (Juni und September) zu einem Deckungsprozentabfall von anfänglich über 60% bis weit unter 10% (WOLF et al. 1984). In den Versuchen von EGLOFF (1986: 158) führten die Zweischnitt-Varianten Juni/September und Juli/September zu demselben Rückdrängungserfolg. EGLOFF (1986: 131) konnte bei beiden Versuchsvarianten auch den Rückgang der Hochstauden *Lysimachia vulgaris* beobachten.

Die mit der Wiederaufnahme der Mahd verbundene Rückdrängung der FILIPENDULION-Hochstauden führt jedoch nicht umgehend zurück zum vormaligen Zustand. Infolge der mit der Verhochstaudung

durch FILIPENDULION-Arten verbundenen Auteutrophierung des Standorts (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220) kann man ein starkes Auftreten von Arten des Wirtschaftsgrünlandes beobachten, nachdem *Filipendula ulmaria* zurückgedrängt worden ist.

Auf einer wieder gemähten Wiesenrauten-Mädesüß-Hochstaudenflur der LVVG Aulendorf breiteten sich nach dem Rückgang dieser Hochstauden verschiedene Grünland-Arten stark aus (vgl. BRIEMLE 1987: 257): Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*), Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Rotschwingel (*Festuca rubra*), Knauelgras (*Dactylis glomerata*), Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) und Gemeines Hornkraut (*Cerastium holosteoides*).

Auf dem Weg zur Renaturierung ist es mithin notwendig, nach dem Zurückdrängen der Hochstauden die hinzugetretenen Grünland-Arten allmählich wieder zu reduzieren. Mutmaßlich bieten sich hierfür bessere Chancen, wenn dies mit einschüriger Herbstmahd als mit Sommermahd versucht wird. Die Sommermahd bewirkt zwar eine stärkere Auslagerung, sie benachteiligt jedoch im Unterschied zur Herbstmahd auch Streuwiesenarten wie das Pfeifengras, die mit einem frühen Schnitt nicht zu recht kommen (vgl. Kap. 2.1.2, S. 210). Bei dem Renaturierungsexperiment BRIEMLES (1987: 254)

nahm *Molinia caerulea* auf den im August geschnittenen Versuchs-Parzellen stark ab (Abb. 2/8, S. 248); auf den im Herbst geschnittenen Parzellen wurde ein entgegengesetztes Ergebnis beobachtet.

2.5.1.2.3 Beseitigung von Goldruten-Verhochstaudungen

Bereits im letzten Jahrhundert galt die Späte Goldrute, die sich insbesondere auf Streuwiesenbrachen stark ausbreiten kann (vgl. Kap. 2.2.1.2.4, S. 220), als "Streuepest" (vgl. STEBLER 1898: 116). Diese Tatsache macht schon deutlich, daß sich die Goldruten durch den herbstlichen Streuschnitt allein nicht bekämpfen lassen, wenn sie sich einmal auf einer Streuwiese etabliert haben. Eine experimentelle Bestätigung dieses Befundes erbrachten die Versuche von EGLOFF (1986: 131): bloßer Herbstschnitt führte zur Förderung von *Solidago gigantea*! Herbstschnitt unterbindet weder die generative noch die vegetative Ausbreitung dieser Art.

VOSER-HUBER (1983) überprüfte mehrere unterschiedliche Schnitt-Managements auf ihre Eignung hin, *Solidago gigantea* zu bekämpfen. Die beste Wirkung erzielte sie mit einem Doppelschnitt mit den Terminen Ende Mai/Anfang Juni und Mitte August. In Streuwiesenbrachen erzielte EGLOFF (1986: 160) gute Bekämpfungsergebnisse bei Mahd im Juli und im späten September.

Als Radikalmethode führte das Abdecken der Wuchsortbereiche der Goldrute mit einer Plastikfolie zu einem vollständigen Verdrängungserfolg (vgl. EGLOFF 1986: 161). Allerdings werden bei dieser Maßnahme sämtliche weiteren Pflanzenarten auf der betroffenen Fläche mitverdrängt.

2.5.1.2.4 Bekämpfung des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigejos*)

Wie bereits im Kapitel 2.2.1.2.6 näher ausgeführt, kann sich das Land-Reitgras in Streuwiesenbrachen stark ausbreiten. Wird die Herbstmahd wieder aufgenommen, so läßt sich *Calamagrostis epigejos* nicht ohne weiteres wieder verdrängen, da es einen herbstlichen Schnitt gut verträgt (vgl. EGLOFF 1986: 158). Deutliche Schwächungen der Art lassen sich dagegen beobachten, wenn man außer im Herbst auch im Juli mäht (vgl. EGLOFF 1986: 158).

2.5.1.2.5 Bekämpfung des Schilfs (*Phragmites australis*)

Schilfherden in Streuwiesenbrachen, die wieder in die Pflege genommen werden, erwiesen sich nach einem Versuch von BRIEMLE (1987: 251) sowohl gegen den Mäh- als auch gegen den Mulchschnitt als empfindlich. Augustschnitte bewirken eine stärkere Zurückdrängung von *Phragmites australis* als Schnitte, die Ende September durchgeführt werden.

Die Unverträglichkeit des Schilfs gegenüber frühem Schnitt wurde bereits von STEBLER (1898: 124) vermerkt. In Seeriedern führt ein- bis zweischürige Mahd nach STEBLER zur Zurückdrängung des

Schilfs, als Nutznießer des Rückgangs des Schilfs bezeichnete er die Steif-Segge (*Carex elata*).

2.5.1.3 Wiederherstellung aus Aufforstungen und Verwaldungen (Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

Bisher noch keine wissenschaftlichen Dokumentationen scheinen über die Entwicklung von geräumten Aufforstungsflächen vorzuliegen. Nach eigenen Beobachtungen stellt sich nach Entfernung aufgeforsteter Fichtenbestände, deren Kronendach noch nicht geschlossen ist, ein lückiger Grasbestand mit Beteiligung von Pfeifengras ein, wenn noch Reste dieses Grases im Unterwuchs vorhanden waren.

Auf den Abräumflächen sind anfänglich häufig *Rubus*-Arten (*Rubus fruticosus* agg., *Rubus idaeus*) zu beobachten, krautige Schlagpflanzen der Klasse EPILOBIETEA spielen keine oder nur eine untergeordnete Rolle. Die Geschwindigkeit der Etablierung von Streuwiesenarten hängt wesentlich davon ab,

- ob noch Streuwiesenrestflächen im Aufforstungsbereich erhalten geblieben waren, von denen aus verschiedene Streuwiesenarten die Wiederbesiedlung der Abräumungsfläche starten können;
- wie alt die Aufforstungen sind. Je jünger die Aufforstungen sind, desto günstigere Aussichten bestehen, daß auf der Abräumungsfläche noch keimfähige Samen von Arten mit einem langfristigen Samenpotential (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B) vorhanden sind.

Eine Verbesserung der Keimbedingungen läßt sich wahrscheinlich durch Abrechen der Nadelstreu erzielen. Die erneute Entwicklung einer streuwiesenartigen Vegetation auf geräumten, älteren Aufforstungsflächen, deren Samenbank nur noch in sehr geringem Umfang Streuwiesenpflanzen enthalten dürfte, könnte zusätzlich durch Aufbringen von samenhaltigem Mähgut oder Saatgut beschleunigt und in die gewünschte Richtung gelenkt werden.

2.5.1.4 Neuanlage (Bearbeitet von U. Schwab)

Ratschläge zur Neuanlage von Streuwiesen gibt bereits STEBLER (1886 und 1898), die auf Befragungen von Landwirten und eigenen Versuchen basierten. Dies geschah damals aus wirtschaftlichen Gründen; der enorme Streubedarf (vgl. Kap. 1.6.1.2) führte dazu, daß zahlreiche Futterwiesen, die Böden abgelassener Teiche etc. zu Streuwiesen umgewandelt wurden. Zur Überführung von mageren, feuchten Futterwiesen zu Streuwiesen empfiehlt STEBLER eine konsequente Spätherbstmahd. Darüber hinaus schlägt dieser Autor zur Beschleunigung bzw. Qualitätssteigerung der Streu eine Einsaat guter Streuepflanzen, insbesondere von *Molinia caerulea* vor, nachdem die Grasnarbe zuvor kreuz und quer scharf geeeggt worden ist. Als aufwendige, aber zu raschen Erfolgen führende Methode nennt STEBLER das "Einpflanzen von Setzlingen", insbesondere der ertragreichen Arten *Phalaris arundi-*

nacea, *Carex gracilis* und *C. disticha* auf nährstoffreicheren Flächen. Hierbei entstehen allerdings Bestände, die den Feuchtwiesen und den Pseudoröhrichten, weniger den Streuwiesen i.e.S. zuzurechnen sind. Unter "Neuanlage" versteht man das Schaffen der standörtlichen Voraussetzungen. Nachfolgend werden einige Versuche zur Neuanlage von Standorten für Streuwiesen-Pflanzen kurz wiedergegeben, die in den letzten 15 Jahren vorgenommen wurden.

2.5.1.4.1 Neuanlageversuche durch Oberbodenabtrag

Um die Nährstoffgehalte im Boden rasch zu reduzieren, wurde der Abtrag der obersten, nährstoffreichen Humusschicht vorgenommen und die Auswirkung untersucht. Nach FEIGE (1977) und KUNTZE (1984) reichern sich durch Düngemittel zugeführtes P und K hauptsächlich in den obersten 2-3 cm an.

Ob eine - verglichen mit der einfachen Aushagerungsmahd - beschleunigte Rückführung von aufgedüngten Kohldistelwiesen zu Streuwiesen durch das Abheben einer ca. 4 cm mächtigen Bodenschicht eingeleitet werden kann, sollte ein entsprechend angelegter Versuch von KAPFER (1988) im württembergischen Alpenvorland klären. Nährstoffanalysen der gesamten durchwurzelten Bodenschicht ergeben durchschnittliche Phosphor-Entzüge von knapp über 20%, in günstigen Einzelfällen von ca. 40% und Kalium-Entzüge von durchschnittlich ca. 15% und maximal 30% der verfügbaren Vorräte durch den Oberbodenabtrag. In Abhängigkeit vom Aushagerungsgrad zeichnen sich während der ersten vier Jahre folgende Vegetationsentwicklungen ab :

- Bei nur geringem P- und K-Entzug siedeln sich auf den offengelegten Böden zunächst als Störungszeiger Binsen (*Juncus effusus*, *J. articulatus*) an, die bald von Stolonenbildnern (z.B. *Ranunculus repens*) verdrängt werden. Etwa ab dem vierten Jahr stellt sich allmählich die ursprüngliche Grünlandvegetation (Dominanz der Grasarten *Holcus lanatus*, *Festuca rubra*) wieder ein, die Grasnarbe wirkt wieder geschlossen.
- Bei mäßigem K-Entzug und nur geringem P-Entzug kommt es ebenfalls nach einer zunächst raschen Ausbreitung von Stolonenbildnern zu einer Rückentwicklung einer (allerdings mageren) Grünlandvegetation (Dominanz von *Anthoxanthum odoratum*), wobei im dritten Jahr die Grasnarbe noch sehr lückenhaft und der Ertrag gering ist.
- Bei ziemlich starkem P-Entzug und nur geringem K-Entzug erfolgt nur eine vergleichsweise langsame Wiederbesiedelung. Die Geschwindigkeit der Deckungsgradzunahme hängt vor allem von der Bodenfeuchte und noch im Boden verbliebenen Rhizomen ab. Immerhin können sich zumindest auf sauren, wechsellässigen Moorstandorten 4 Jahre nach einem Oberbodenabtrag mit starkem P-Entzug bereits einige Arten bodensaurer Streuwiesen etablieren (z.B. *Molinia caerulea*, *Carex echinata*, *C. canescens*, *Poten-*

tilla erecta, *Luzula campestris*; KAPFER 1987 : 93).

Voraussetzung für ein erneutes Auftreten von Streuwiesenpflanzen auf zwischenzeitlich intensiv genutzten Flächen ist entweder ein unmittelbar angrenzender Bestand mit entsprechendem Samenpotential oder das Vorhandensein einer Samenbank, die durch Bodenbewegungen aktiviert wird. Die oben genannten Arten entwickeln (mit Ausnahme von *Molinia caerulea*) ein langfristiges Samenpotential. Ihre Samen sind nach mehreren Jahren Lagerdauer im Boden noch größtenteils keimfähig (MAAS 1987). Für weitere, im Anschluß skizzierte Biotop-Neuschaffungsmaßnahmen in Niedermooren liegen keine Nährstoffuntersuchungen vor, daher beschränkt sich die Darstellung auf die Vegetationsentwicklung :

Im Dachauer Moos war im Zuge von Biotop-Neuschaffungsmaßnahmen 1982 die Anlage grundwasserbeeinflusster oligotropher Standorte beabsichtigt, u.a. mit dem Entwicklungsziel "Streuwiese" durch Mähgutaufbringung. Dazu wurde auf Teilflächen der insgesamt 1,4 ha umfassenden Renaturierungsfläche der nach langjähriger Ackernutzung vererdete Niedermoortorf in unterschiedlicher Mächtigkeit, z.T. bis auf den Kiesuntergrund, abgetragen. Zusätzlich wurde das im Herbst geschnittene Mähgut von im Naturraum gelegenen Streuwiesen-Restflächen einige cm dick aufgebracht (s. Abb. 2/9, S. 251). Der Weidenaufwuchs wird alljährlich ausgerissen.

Auf kiesiger, grundwasserbeeinflusster Unterlage war 4 Jahre nach Aufbringung des Mähguts immer noch eine bis zu 3 cm mächtige, lückenhafte Streuschicht vorhanden, während sich auf trockeneren Standorten die Streu bereits nach 2- 3 Jahren weitgehend zersetzt hatte. Im feuchten Milieu der Streuauflage fanden die Samen von Ackerwildkräutern günstige Keimungsbedingungen vor. Die Vegetation setzte sich nach diesem Zeitraum auf den feuchteren, humosen Teilflächen zu fast 50% aus Ruderalarten zusammen. An etwas trockeneren Standorten mit etwas größeren Grundwasserunterflurabständen expandierten Herden der unduldsamen Polykormonpflanzen *Solidago gigantea* und *Calamagrostis epigejos*.

Binsen (u.a. *Juncus articulatus*) und vereinzelt *Molinia caerulea*, *Carex flava*) waren 3 Jahre nach den Bodenbewegungen vor allem am flachen Weiherufer anzutreffen. Lediglich auf einer von Streuwiesenbrachen umgebenen Versuchsfläche im nördlichen Dachauer Moos siedelten sich *Carex panicea*, *Succisa pratensis* und *Allium suaveolens* auf den mit dem Mähgut bedeckten flachen Böschungen an, auf denen *Molinia caerulea* sogar zur Dominanz gelangte. An Rohbodenstellen erschienen einzelne Kalkflachmoorarten wie z.B. *Parnassia palustris*, *Tofieldia calyculata* vorübergehend in wenigen Einzel-exemplaren, um ab dem vierten Jahr von hochwüchsigeren Gräsern und *Eupatorium cannabinum* allmählich wieder verdrängt zu werden. In wesentlich höheren Deckungsgraden als Streuwiesenpflanzen haben sich auf den trockeneren Kiesböschungen Kalkmagerrasenarten angesiedelt. Sie sind dort der

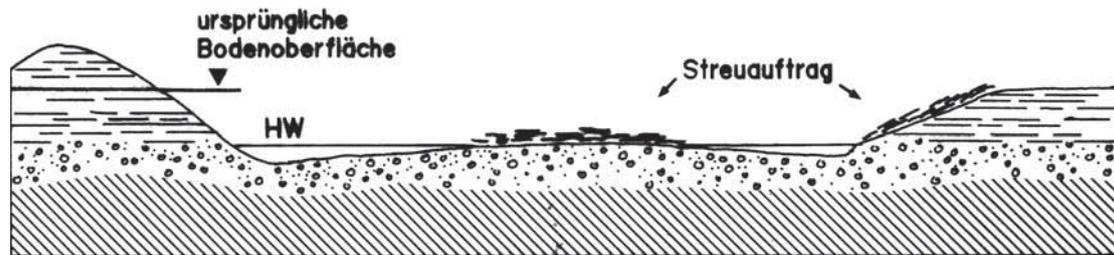


Abbildung 2/9

Schematische Darstellung der Neuanlage potentieller Streuwiesenstandorte durch Bodenabtrag und Mähgutaufbringung (nach NEUMAIR 1988 : 34, verändert)

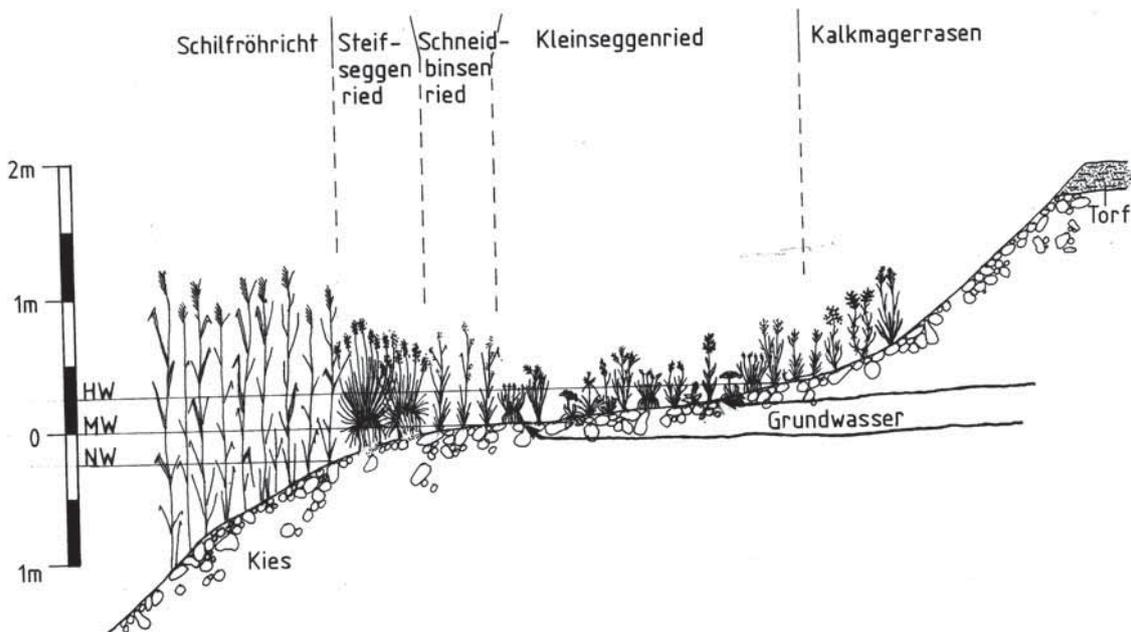


Abbildung 2/10

Durch Anschneiden des Grundwasserhorizonts bei einer Kiesbaggerung im Donaumoos entstandener Kleinseggenried-Streifen (nach JÜRGING & KAULE 1977, verändert)

Konkurrenz durch hochwüchsige Polykormonbildner weniger ausgesetzt (NEUMAIR 1988).

Ähnliche Vegetationsentwicklungen sind an dem im Jahr 1990 neuangelegten Moorweiher mit unregelmäßig geformten Uferstreifen bei Deixlfurt im Lkr. Starnberg zu beobachten. Auf den mit mineralischen Bestandteilen durchmischten Torfböden entwickelten sich innerhalb von zwei Jahren aus wohl im Boden vorhandenen Rhizombruchstücken ausgedehnte Bestände von *Calamagrostis epigejos* und *Phragmites australis*, die zusammen mit den ebenfalls sehr expansiven Nährstoffzeigern *Rubus idaeus*, *Eupatorium cannabinum*, *Mentha longifolia* und *Juncus conglomeratus* über $\frac{3}{4}$ der gesamten terrestrischen Rohbodenfläche einnehmen. Streuwiesenpflanzen i.w.S. (*Juncus alpino-articulatus*, *Carex flava*) besiedeln vor allem nässere Bereiche.

Im Donaumoos wird im Rahmen eines im Auftrag der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und

Landschaftspflege (BFANL) vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie II der TUM Freising-Weihenstephan (Prof. Dr. PFADENHAUER) durchgeführten E- + E-Vorhabens an unterschiedlichen Stellen einer insgesamt 30 ha großen Versuchsfläche ebenfalls die Renaturierung von Moorwiesen durch Abtrag des oberflächlich stark vererdeten Niedermoores angestrebt. In den zeitweise überstauten, torfighumosen Mulden siedelten sich durch *Lycopus europaeus*, *Polygonum lapathifolium*, *Sagina procumbens* gekennzeichnete Pionier-Unkrautstadien stauwasserreicher Äcker an, die später teilweise von *Agrostis stolonifera*-dominierten Flutrasen überwachsen wurden (NEUMAIR 1988).

Am Südrand des Donaumooses findet als Bestandteil des E- + E-Projektes "Donaumoos" ein Restitutionsversuch zu Hangquellmooren statt. Die Bodenoberfläche wurde nach Abtrag der obersten, vererdeten Schicht terrassenförmig gestaltet; sie wird

stellenweise durch das austretende Quellwasser überspült. Durch ausgebrachtes Mähgut soll eine Kalkflachmoorvegetation angesalbt werden. Ergebnisse dieses Modellversuchs liegen noch nicht vor und werden zu gegebener Zeit publiziert (PFADENHAUER 1993, mdl.). Von unbeabsichtigten, kleinflächigen, erfolgreichen Kleinseggenrieder-Neuanlagen durch Kiesbaggerung im Donaumoos berichten JÜRGING & KAULE (1977). Durch schräges Anschneiden des Grundwasserhorizonts entwickelten sich auf Kiesuntergrund im Schwankungsbereich zwischen Mittel- und Hochwasser des angrenzenden Baggersees bandartige Davallseggenriede von einigen Metern Breite zu einer Zeit, als das Samenpotential der Kalkflachmoorarten noch in der Umgebung vorhanden gewesen sein muß (s. Abb. 2/10, S. 251). In grundwasserbeeinflussten Bahngruben, die Ende des 19. Jahrhunderts im gleichen Naturraum angelegt wurden, haben sich sekundäre Schneidbinsenröhrliche mit weiteren Kalkflachmoorarten wie z.B. *Primula farinosa* bis heute gehalten (s. LPK-Band II.2 "Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken").

2.5.1.4.2 Transplantation und Replantation

Transplantationen und Replantationen sind mit einem erheblichen technischen und finanziellen Aufwand verbunden und können daher in nur relativ kleinem Rahmen bei drohendem Totalverlust eines Bestands, z.B. durch Baumaßnahmen, durchgeführt werden. Eine **Transplantation** wird gewöhnlich nach folgendem Schema durchgeführt :

- Auswahl und Vorbereitung des künftigen Standorts; die Grundwasserverhältnisse sollen möglichst genau denen des Entnahmeorts entsprechen, ggf. ist eine Abdichtung des Untergrunds durch eine Ton- oder Bitumenschicht erforderlich; für unterschiedliche Pflanzengesellschaften muß daher der Untergrund geringfügig höher oder tiefer gelegt werden (Nivellement !).
- Entnahme des Bestands mit Baggern, als maximal 2 x 2 m große und wenigstens ca. 60 cm dicke Soden zerschnitten; Kennzeichnung der Soden beim Verladen;
- Einpflanzen der Soden auf den vorbereiteten Untergrund in der gleichen Anordnung wie am Entnahmeort, dabei möglichst lückenloses Aneinandersetzen;
- zumindest während der ersten Vegetationsperiode ausreichendes Wässern, wenn der (künstliche) Grundwasserspiegel zeitweise absinkt;
- bester Zeitpunkt für eine Transplantation ist der Winter, wenn der Boden zumindest oberflächlich gefroren ist.

Grundsätzlich verändert jede Bodenbewegung die natürliche Lagerung des Bodengefüges. Durch den Transport kommt es in den Bodenpaketen zur Ausbildung von Rissen, in denen eine beschleunigte

Mineralisation und vermehrte Stickstofffreisetzung in Gang gesetzt wird. Diese ungewollten Fehlstellen bieten günstige Keimungs- und Entwicklungsbedingungen für einjährige Ruderalarten und ausdauernde, eutraphente Störzeiger (KLÖTZLI 1980). Die im Schweizer Mittelland seit 1968 durchgeführten Verpflanzungsaktionen von Streuwiesen sind am ausführlichsten dokumentiert. KLÖTZLI (1980) berichtet von folgenden Ergebnissen:

- Verpflanzungsschock durch die transplantationsbedingten Veränderungen im Nährstoff- und Wasserhaushalt; die Labilphase dauert mindestens 5 bis 8 Jahre.
- Die erhöhte Torfmineralisation vor allem entlang von Sodenfugen und -rissen hat zumindest vorübergehend eine Zunahme von Stickstoffzeigern und Pionierarten sowie einen Rückgang lichtbedürftiger Streuwiesenpflanzen zur Folge.

Durch gezieltes Jäten wurde versucht, die Ausbreitung von Störzeigern einzudämmen. Insgesamt ähneln die beobachteten Vegetationsentwicklungen denen einer Verbrachung - trotz fortgesetzter Herbstmahd - wobei die Grundartenkombination über mehr als 5 Jahre im wesentlichen erhalten blieb. SCHWICKERT (1992) hat im Westerwald u.a. die Verpflanzung von 80 Exemplaren *Dactylorhiza majalis* dokumentiert. Um Einzelpflanzen wurden mit einem Spaten 30 x 30 cm große und 20 cm dicke Soden ausgestochen und sogleich in einer nahegelegenen, pedologisch voruntersuchten Ersatzfläche wieder eingesetzt. Die Zahl der blühenden Exemplare sank innerhalb von 2 Jahren progressiv auf 23% des Ausgangsbestands (wobei diese Negativentwicklung durch illegale Ausgrabungen geringfügig unterstützt wurde).

Schließlich sei noch die 1982 vorgenommene Neuanlage des Feuchtbiotops im Westpark (München-Stadt) angesprochen. Dort wurden auf wenigen 100 m² u. a. Bestände folgender Streuwiesengesellschaften eingebracht, die aus unterschiedlichen Mooren des Alpenvorlands entnommen wurden :

- bereits schwach gestörtes Davallseggenried in Kombination mit einem Kopfbinsenried,
- wechselfeuchte, leicht bodensaure Pfeifengraswiese.

Das Ziel bestand hier vor allem in der Demonstration naturbetonter Lebensräume im Rahmen der IGA 1983*. Zur Sicherstellung der erforderlichen Grundwasserstände wurde über Bitumenuntergrund ein Rohrleitungssystem installiert, das allerdings heute anscheinend nicht mehr wie vorgesehen funktioniert.

Waren 1983 noch fast alle charakteristischen Pflanzen der oben genannten Gesellschaften nachzuweisen, nahm die Zahl der blühenden Exemplare von *Gentiana acaulis* und *G. asclepiadea*, *Primula farinosa*, *Eriophorum latifolium* usw. von Jahr zu Jahr erheblich ab. Blühende Individuen von *Primula farinosa*, *Scorzonera humilis* und *Gymnadenia conop-*

* Internationale Gartenschau

sea wurden letztmalig 1986, von *Dactylorhiza majalis* und *Eriophorum latifolium* letztmalig 1988 nachgewiesen. 10 Jahre nach der Verpflanzung hat sich der Bestand größtenteils in eine Mädesüß-Hochstaudenflur, z.T. eine ruderale Ackerkratzdistelflur umgewandelt. Kleinflächig kommen als Begleiter noch die Horstbildner *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* vor, im übrigen sind neben zahlreichen Nährstoffzeigern (z.B. *Epilobium hirsutum*) nur noch MOLINIETALIA-Ordnungskennarten wie z.B. *Sanguisorba officinalis* und vereinzelte Großseggen (z.B. *Carex gracilis*) nachzuweisen.

2.5.2 Chancen und Grenzen von Wiederherstellung und Neuanlage (Bearbeitet von B. Quinger)

In diesem resümierenden Überblick zum Kapitel "Wiederherstellung und Neuanlage" werden die Chancen und Grenzen genannt, die in Abhängigkeit von Ausgangssituation und ausgewählter Methode für die Regeneration und Neuschaffung von Streuwiesen bestehen. Unter der Maßgabe, daß es sich bei den zur Wahl gestellten Restitutions- und Neuschaffungs-Arealen um potentielle Streuwiesenstandorte handelt, hängen die Erfolgsaussichten grundsätzlich zunächst einmal von der **Nähe und Qualität zu benachbarten Streuwiesen (1)**, vom **Vorrat an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (2)** sowie vom **hydrologischen Zustand des in Aussicht genommenen Standorts (3)** ab.

1) Nähe und Qualität von benachbarten Streuwiesen

Um eine günstige Prognose stellen zu können, müssen Streuwiesenrestartenpotentiale noch in möglichst enger Benachbarung vorkommen, nach Möglichkeit sogar an das Flurstück angrenzen, auf dem die Restitution vorgenommen werden soll. Uns ist kein Beispiel bekannt geworden, daß sich bei Verzicht von gezielten Diasporen-Einbringungen eine auch nur streuwiesenartige Vegetation auf einer Fläche regeneriert bzw. neugebildet hat, die keine engen räumlichen Kontakte zu noch vorhandenen Streuwiesenresten aufweist. Liegt dieser räumliche Zusammenhang nicht vor, so können mittels Ferntransport von Diasporen auf natürliche Weise allenfalls einige anemochore und vielleicht auch vogelverbreitete Arten einwandern. Ansonsten kann nur über gezieltes Einbringen von Diasporen-Material zum richtigen Zeitpunkt (d.h. wenn die Konkurrenzverhältnisse eine Etablierung gestatten) sowie über eventuelle Seedbank-Vorräte im Boden eine Ansiedlung von Streuwiesenarten auf der Renaturierungsfläche stattfinden.

Unter den Streuwiesenarten sind nach MAAS (1987) lediglich die Seggen- und die Binsenarten zur Ausbildung eines langfristigen Samenpotentials in der Lage. Zahlreiche Arten der Streuwiesen zeichnen sich durch ein kurz- oder mittelfristiges Samenpotential aus. Den Samen der meisten Streuwiesenarten kommt somit eher Ausbreitungsfunktion als Überdauerungsfunktion zu (SCHOPP-GUTH 1993: 129). Das Rostrote Kopfried beispielsweise ver-schwindet im Samenpotential in einer gedüngten

Wiese in dem Maße, wie es in der Vegetation zurücktritt (SCHOPP-GUTH 1993: 129). Will man ehemalige Streuwiesen nach mehreren Jahren intensiver Bewirtschaftung regenerieren, so kann nur mit einer geringen Erneuerungsfähigkeit aus der Samenbank gerechnet werden.

Sicher ist: Je länger die Umwandlung einer vormaligen Streuwiese in Wirtschaftsgrünland oder in einen Fichtenforst zurückliegt, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, noch keimfähiges Samenmaterial von Streuwiesenarten im Boden vorzufinden. An den Standorten, an denen heute eine Streuwiesen-Regeneration ins Auge gefaßt wird, reicht die Zerstörung der vormaligen Streuwiese zumeist bis mindestens in die frühen 80er Jahre, oft bis in die 50er Jahre oder noch weiter zurück. Woraus folgt: Die Re-Etablierung von Streuwiesenarten über die Samenbank wird zu einem zunehmend unwahrscheinlichen Ereignis!

2) Pflanzenverfügbare Nährstoffvorräte des in Aussicht genommenen Standorts

Mesotrophe oder gar oligotrophe Streuwiesentypen können sich erst einstellen, wenn die Nährstoffvorräte im Boden nur noch eine Phytomasse-Produktion von maximal 3,5 - 4 t TS/ha und Jahr zulassen. Zuvor müssen die pflanzenverfügbaren Nährstoffe dem Boden entzogen werden. Eine Schlüsselrolle fällt in diesem Zusammenhang dem P- und dem K-Gehalt zu (vgl. Kap. 2.5.1.1.2, S. 243).

Je geringer das Sorptionsvermögen des auszuhergernden Bodens, desto besser stehen die Chancen, die Nährstoffvorräte in kurzer Zeit auf Streuwiesenniveau zu reduzieren. Handelt es sich um einen Hochmoorboden oder einen nicht-durchschlickten Niedermoorboden, so ist nach KAPFER (1988: 124) die Aushagerung auf das Ertragsniveau oligotropher bis mesotropher Streuwiesen innerhalb von 1-5 Jahren zu erwarten, da diesen Böden aufgrund geringer nutzbarer Austauschkapazität keine Bevorratung von Kalium und Phosphor möglich ist und deshalb K und P leicht ausgewaschen werden können.

Ist dagegen ein durchschlickter Niedermoorboden als Renaturierungsstandort vorgesehen, so ist die Dauer der Aushagerung vom Gehalt an Ton und Feinschluff (Durchschlickungsgrad), von der Art und Menge der vorangegangenen Düngung und der Höhe des Entzugs durch Mahd und Auswaschung abhängig, da die zugeführten Nährstoffe (P/K) durch Adsorption an Tonminerale gespeichert und nach und nach wieder den Pflanzen verfügbar gemacht werden können (KAPFER 1988: 124).

3) Der Wasserhaushalt des Standorts

Die Renaturierung bestimmter Streuwiesentypen ist nur möglich, wenn es gelingt, auf den dafür vorgesehenen Flächen den spezifischen (Grund)Wasserhaushalt dieses Streuwiesentyps wiederherzustellen (vgl. Kap. 1.3.2.3). Das Aufstauen des Grundwasserspiegels empfiehlt KAPFER (1988: 124) bei Grünland-Renaturierungsflächen erst zu einem Zeitpunkt, an dem die Aushagerung bis auf das Niveau mesotropher Streuwiesen von 3,5 bis 4 t TS/ha und Jahr fortgeschritten ist. Neben dem Ent-

zug mit dem Mähgut treten in organischen, nicht durchschlickten Böden besonders bei Kalium beträchtliche Nährstoffverluste durch Auswaschung auf. Diese nehmen mit der Niederschlagshöhe und der Zahl an Starkregenereignissen zu. Die Aushagerung des Bodens kann dadurch beschleunigt werden, indem die Funktion des Entwässerungssystems vorläufig noch aufrecht erhalten bleibt.

Auf der Basis dieser Prämissen wird nachfolgend angegeben, welche Konstellationen für relativ günstige Regenerations- und Neuschaffungschancen sprechen und für welche dies nicht gilt (Kap. 2.5.2.1, S. 254). Das zweite Unterkapitel 2.5.2.2 (S. 256) beschäftigt sich abschließend mit der Frage, ob Streuwiesen im Zusammenhang mit Eingriffsbewertungen als wiederherstellbar gelten können oder nicht.

2.5.2.1 Regenerationschancen und Erfolgsaussichten für die Neuanlage von Streuwiesen in Abhängigkeit von der Ausgangssituation und möglichen Methoden

2.5.2.1.1 Wiederherstellung von Streuwiesen aus Wirtschaftsgrünland

Es versteht sich von selbst, daß die Regenerationschancen um so günstiger zu bewerten sind, je geringer die zwischenzeitliche Aufdüngung ausfiel. Günstige Ausgangsbedingungen für Wiederherstellungsbestrebungen durch ein Aushagerungsmanagement liegen vor, wenn sich auf der in Frage kommenden Fläche noch Streuwiesenarten nachweisen lassen.

Auf ein noch vorhandenes Potential an Streuwiesenarten deuten im intensivierten Feuchtgrünland folgende Arten hin. Zu ihnen gehören insbesondere :

<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch
<i>Allium carinatum</i>	Gekielter Lauch
<i>Bromus erectus</i>	Aufrechte Trespe (trock. Streuwiesen)
<i>Carex flava</i> agg.	Artengruppe der Gelben Segge
<i>Carex nigra</i>	Braune Segge
<i>Carex panicea</i>	Hirse-Segge
<i>Carex tomentosa</i>	Filz-Segge
<i>Cirsium tuberosum</i>	Knollen-Kratzdistel
<i>Crepis mollis</i>	Weicher Pippau
<i>Dianthus superbus</i>	Pracht-Nelke
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	Wiesen-Augentrost
<i>Festuca ovina</i> agg.	Artengruppe des Schafschwingels
<i>Festuca rubra</i> agg.	Artengruppe des Rotschwingels
<i>Filipendula vulgaris</i>	Gewöhnliches Mädesüß
<i>Galium boreale</i>	Nordisches Labkraut
<i>Galium uliginosum</i>	Sumpflabkraut
<i>Juncus acutiflorus</i>	Spitzblütige Binse
<i>Juncus alpino-articulatus</i>	Alpen-Binse

<i>Juncus subnodulosus</i>	Knoten-Binse
<i>Leontodon hispidus</i>	Rauher Löwenzahn
<i>Linum catharticum</i>	Purgier-Lein
<i>Lotus corniculatus</i>	Hornklee
<i>Luzula campestris</i>	Feld-Hainsimse
<i>Luzula multiflora</i>	Vielblütige Hainsimse
<i>Molinia arundinacea</i>	Rohr-Pfeifengras
<i>Molinia caerulea</i>	Blaues Pfeifengras
<i>Orchis morio</i>	Kleines Knabenkraut
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpferzblatt
<i>Phyteuma orbiculare</i>	Schopfige Teufelskralle
<i>Polygala amarella</i>	Sumpfkreuzblume
<i>Potentilla erecta</i>	Aufrechtes Fingerkraut
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Großer Wiesenknopf
<i>Selinum carvifolia</i>	Kümmel-Silge
<i>Serratula tinctora</i>	Färberscharte
<i>Stachys officinalis</i>	Heilziest
<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbiß
<i>Trifolium montanum</i>	Berg-Klee
<i>Trollius europaeus</i>	Trollblume
<i>Valeriana dioica</i>	Zweihäusiger Baldrian
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen

Sind MOLINION-Arten und Arten der Kleinseggenrieder in Wirtschaftsgrünland-Flächen noch feststellbar, so ist die Hoffnung berechtigt, mit der Herbeiführung von Nährstoffentzügen den Anteil der Streuwiesenarten allmählich wieder erhöhen zu können.

Lassen sich Streuwiesenarten i.e.S. nicht mehr in der zur Wahl stehenden Aushagerungsfläche nachweisen, so kann das Vorkommen der in Artengruppe 4 des Kap. 2.3.2.1 (S. 226) aufgeführten Arten einen Fingerzeig auf ein nicht allzu hohes Eutrophierungsniveau geben. Wir erwähnen an dieser Stelle noch einmal die optisch auffälligen Arten wie *Achillea ptarmica*, *Campanula rotundifolia*, *Centaurea jacea*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Colchicum autumnale*, *Knautia arvensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Rhinanthus*-Arten, *Stellaria graminea* sowie die Gräser *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis tenuis* und *Festuca rubra*.

Fehlen auch die Halbfettwiesen-Arten vollständig und liegen zudem edaphische Verhältnisse vor, die auf ein hohes Sorptionsvermögen des Oberbodens schließen lassen (lehmig-toniger Boden), so besteht keine begründete Aussicht auf das Erreichen eines streuwiesenartigen Zustandes in überschaubaren Zeiträumen. Eine derart beschaffene Extensivierungsfläche vermag jedoch bei bestimmten räumlichen Konstellationen immer noch wertvolle Dienste für naturschutzbezogene Konzeptionen zu leisten, zum Beispiel als Pufferfläche für benachbarte, wertvolle Streuwiesenrestflächen.

Die Erfolgsaussichten, Aushagerungserfolge zu erzielen, sind bei einem dreischürigen Mahd-Management erheblich größer als bei einem zweischürigen (vgl. KAPFER 1988: 127). Die Ertragsabschöpfungen liegen deutlich höher, die Nährstoffentzüge mutmaßlich sogar erheblich über den Werten, die bei zweischüriger Mahd erzielt werden können. Der

dreimalige Schnitt (Mitte Juni, Ende Juli, Anfang Oktober) öffnet und lockert zudem stärker die Grasnarbe, so daß die Ansiedlungschancen für einwandernde beziehungsweise aufkeimende Arten wesentlich verbessert werden. Bei zweimaliger Mahd ergeben sich wesentlich höhere Ernteabschöpfungen bei der Kombination Frühsommer + Herbstmahd als bei der Kombination Hochsommer + Herbstmahd. Einschürige Mahd ist zur Aushagerung anscheinend wenig effektiv und scheidet als Managementform zur Regeneration von Streuwiesen ausgehend von halbfettwiesen- oder fettwiesenartigen Beständen solange aus, bis das Ertrags-Niveau einer Streuwiese (3,5 - 4 t TS/ha und Jahr) erreicht ist.

Inwieweit auf Feuchtgrünlandflächen Nährstoffauslagerungen durch Beweidung erfolgen können, ist unbekannt. Selbst bei Pferchung außerhalb der Regenerations-Flächen verbleiben die Aushagerungen wohl in einem wesentlich niedrigeren Rahmen als bei zwei-, ja selbst bei einschüriger Mahd. Die Beweidung dürfte allerdings mehr als es die Mahd vermag, die Schaffung von offenen Bodenstellen begünstigen, wodurch die Neuansiedlungschancen von Magerzeigern u. dgl. sehr verbessert werden.

2.5.2.1.2 Wiederherstellung von Streuwiesen aus Brachen

Verfilzung

Verfilzte Brachen mit Restbeständen der Streuwiesen-Grundartengarnitur lassen sich nach Wiederaufnahme der herbstillischen Streumahd binnen ca. 5-10 Jahren wieder in einen Zustand versetzen, bei dem niedrigwüchsige Rosettenpflanzen wie die Mehl-Primel auffällige Aspekte bilden. Selbst stark verbultete Pfeifengras- und Kopfried-Bestände können nach einem solchen Zeitraum wieder weitgehend eben sein und hohe Dichten an konkurrenzschwachen Arten aufweisen, die bei Brache benachteiligt werden.

Eine Beweidung verfilzter Pfeifengraswiesen-Brachen mit Galloway-Rindern kann ebenfalls binnen 5-6 Jahren einen weitreichenden Regenerationseffekt hervorrufen. Als besonders wirksam haben sich frühzeitige Hauptweidezeiträume (Ende Mai bis Ende Juni) kombiniert mit spätsommerlichen bis frühherbstlichen Nachbeweidungen erwiesen (Beweidungen von *Molinia*-Brachen im Betriebsgelände Hartschimmelhof bei Pähl mit Galloway-Rindern, Eigenbeobachtung).

Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten

Eine weniger günstige Prognose für eine Wiederherstellung des Ausgangszustandes kann gestellt werden, wenn stark verhochstaudete Brachen regeneriert werden sollen. Die FILIPENDULION-Hochstauden lassen sich durch einen sommerlichen Schnitt zwar in wenigen Jahren wieder zurückdrängen; die durch die Verhochstaudung verursachte Auteutrophierung (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220) ermöglicht allerdings die Ansiedlung von Arten des intensiv genutzten Feuchtgrünlandes. Mit Durchführung der herbstillischen Streumahd nach Rückdrängung der

Hochstauden allein lassen sich die Grünlandarten über viele Jahre hinaus nicht verdrängen, da die erneute Aushagerung sehr zögerlich verläuft.

Verhochstaudungen mit Goldruten

Verdrängungserfolge bei der Bekämpfung der Goldruten-Verhochstaudungen sind bei Durchführung eines im Juli und Ende September durchgeführten Doppelschnitts möglich. Fällt die zweite Mahd auf den Herbst, so sind die nachteiligen Auswirkungen für die Streuwiesenpflanzen nach EGLOFF (1986: 161) geringer, als wenn der zweite Schnitt bereits Ende August stattfindet.

Verschilfte Brachen

In verschilften Überflutungs-Streuwiesen läßt sich durch mehrjährigen sommerlichen Schnitt das Schilf stark schwächen und sich die rasige Struktur einer Steifseggen-Streuwiese mit geringem Schilfanteil wiederherstellen.

2.5.2.1.3 Wiederherstellung von Streuwiesen aus verbuschten, verwaldeten und aufgeforsteten Flächen

Die Abräumung von Aufforstungen gestattet eine vergleichsweise günstige Prognose, solange das Kronendach verhältnismäßig licht ist und in der Krautschicht noch Streuwiesenarten vorhanden sind. Eine hohe Bodennässe dürfte die Rückentwicklung eines streuwiesenartigen Bestands begünstigen, wenn nach der Abräumung umgehend die alljährliche Herbstmahd aufgenommen wird.

Zu den Regenerationschancen von streuwiesenartigen Vegetationsbeständen auf Abräumungsflächen, auf denen bereits geschlossene, den Boden stark beschattende Aufforstungen entfernt wurden, sind nur Spekulationen möglich, da bisher keine einschlägigen Versuche vorgenommen wurden. Es versteht sich von selbst, daß die Chancen auf einen befriedigenden Renaturierungserfolg um so günstiger ausfallen, je früher derartige Aufforstungen entfernt werden.

2.5.2.1.4 Neuanlage

Oberbodenabtrag zur Beschleunigung der Aushagerung

Der von KAPFER (1988) praktizierte und experimentell untersuchte Abtrag der obersten 4 cm des Bodens beschleunigte die Renaturierung des Feuchtgrünlandes in Richtung streuwiesenartiger Vegetationsbestände in nicht erkennbarer Weise gegenüber der reinen Aushagerungsmahd. Zwar konnten durch flaches Bodenabheben teilweise beträchtliche Nährstoffentzüge (bis 40% des Vorrats im Oberboden) herbeigeführt werden (KAPFER 1988: 113). Allerdings waren die Gesamtvorräte bei diesen Böden ohnehin so niedrig, daß die dadurch erreichten Entzüge letztlich nicht ins Gewicht fielen.

Als die Hauptnutznießler des "Bodenabhebens" erwiesen sich eutraphente Binsenarten wie *Juncus articulatus* und *J. effusus* sowie *Ranunculus repens*, anschließend stellte sich nach KAPFER (1988: 120)

die vormalige Vegetation wieder ein. Legt man für die Beurteilung des "Bodenabhebens" das Verhältnis von finanziellem Aufwand und fachlichem Ergebnis zugrunde, so wird die Bedeutungslosigkeit dieses Verfahrens für die künftige Renaturierungspraxis von Feuchtröhricht-Standorten deutlich.

Bereitstellung von Grundwasser-beeinflußten, nährstoffarmen Rohboden-Standorten durch Abschiebung der obersten Bodenschichten

Das Abschieben der obersten Bodenschichten bis auf Grundwasser-führende Schichten und eine anschließende Mahdgut-Aufbringung führten im Dachauer Moos zur Ansiedlung einzelner MOLINION- und CARICION DAVALLIANAE-Arten auf den bereitgestellten Rohbodenflächen. Auf den freigelegten Rohböden konnte erwartungsgemäß auch fünf Jahre nach der Biotop-Neuschaffungsmaßnahme noch keine Rede von einer Stabilisierung der Vegetationsdecke sein. Eine endgültige Bewertung wäre daher verfrüht. Auf der neuangelegten Fläche traten von Anfang an die unduldsamen Polykormon-Pflanzen *Calamagrostis epigejos* und *Solidago gigantea* auf und schränkten die Etablierungschancen der Streuwiesenpflanzen drastisch ein. Auf den Abschiebeflächen neigen zudem Weidenarten wie *Salix purpurea* sowie verschiedene Ruderalisierungszeiger zur Massenausbreitung, an Naßstellen zeigen besonders *Juncus*-Arten wie *J. articulatus* ein derartiges Verhalten.

Vergegenwärtigt man sich wiederum das Verhältnis von Aufwand und Ergebnis, so zeigt sich, daß allenfalls extreme Defiziträume für derartige "Streuwiesen-Neuanlage-Versuche" als Beitrag zur Erhaltung von Streuwiesenarten in Frage kommen.

Renaturierung von Quellmoor-Standorten

Die Neuanlage von Lebensräumen, in denen einzelne Arten der quelligen Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder Existenzmöglichkeiten vorfinden, ist unter folgenden Voraussetzungen vorstellbar:

- Bodenabtrag bis zu grundwasserleitenden Schichten, die ein bewegtes Grundwasser führen, so daß ein quelliger, ständig durchspülter Standort entsteht.
- Ausbringung von Diasporenmaterial der gewünschten Arten.

Inwieweit wenigstens für einige Quellmoor-Arten auf diese Weise tatsächlich taugliche Ersatzlebensräume geschaffen werden können, ist vorläufig noch ungeklärt. Wichtig für einen möglichen Erfolg ist eine möglichst geringfügige Belastung des Grundwassers mit Nährstoffen. Unbeabsichtigt sind allerdings an mehreren Stellen in Südbayern im Bereich von Naßbaggerungen quellmoorartige Lebensgemeinschaften geschaffen worden (vgl. OTTO 1992), die offenbar mindestens ein bis zwei Jahrzehnte Bestand hatten.

Transplantation und Replantation

Bei der **Transplantation** von Streuwiesen bestehen nach den bisherigen Erfahrungen selbst bei sorgfältiger Vorgehensweise erhebliche Risiken, die wohl in erster Linie darauf zurückzuführen sind, daß die

Grundwasserverhältnisse nicht genau auf die anzusiedelnden Vegetationstypen abgestimmt werden (können). Nach Untersuchungen von KLÖTZLI (1969) können schon geringfügige Änderungen des Grundwasserstands um ca. 1 dm und der Schwankungsbreite die Entwicklung anderer Assoziationen begünstigen.

Ein zu niedriger Grundwasserstand erhöht die durch den Verpflanzungsvorgang ohnehin schon aktivierte Mineralisationsrate des Niedermoor torfs und begünstigt die Ausbreitung der sich zumindest auf den Nahtstellen unweigerlich ansiedelnden Störzeiger. Bei einem zu hohen Grundwasserstand setzen sich Röhrichtarten und/oder Großseggen verstärkt durch.

Ein überraschend gutes Ergebnis zeigt die Verpflanzung eines Schneidriedbestands am Weißensee (OAL). Nach dreijähriger Entwicklungsdauer haben sich keine Störungs- bzw. Eutrophierungszeiger in dem auf sehr nassen, teilweise überstauten oligotrophem Standort transplantierten Bestand entfalten können.

Im übrigen ist in Bayern kein seit wenigstens 5 Jahren verpflanzter Streuwiesenbestand bekannt, der nicht massiv von Hochstauden, Land-Reitgras, Acker-Kratzdistel, Wasserdost u. dgl. durchsetzt ist und damit kaum mehr als Pfeifengraswiese anzusprechen ist. Dies stimmt mit den Erfahrungen von SCHWICKERT (1992) überein, der nährstoffarme, nasse oder wechselfeuchte Lebensräume als "schlecht verpflanzbar" einstufte. Das Demonstrationsbeispiel "IGA- Feuchtbiotop", das zumindest 1982/1983 eine gewisse Vorreiterrolle einnahm, kann nun nach 10-jähriger Entwicklung endgültig als Mißerfolg gelten.

Die wenigen vorliegenden, aufgrund kurzer Beobachtungszeiten gewonnenen Ergebnisse erlauben noch keine allgemeingültige Bewertung von Transplantationen. Die "Experimentalphase" ist noch lange nicht überwunden. Jedenfalls lassen sie keinen Schluß auf eine problemlose, kalkulierbare "Machbarkeit" von Streuwiesenverpflanzungen zu, von den immensen Kosten ganz zu schweigen.

Für die Transplantation gilt noch mehr als für das Bodenabschieben: das Verhältnis von Aufwand und Ergebnis ist letztlich so unbefriedigend, daß diesem Instrument für die praktische Landschaftspflege in Zukunft wohl keine Bedeutung zukommen wird.

2.5.2.2 Ist die vollwertige Wiederherstellung von Streuwiesen an neuer Stelle möglich?

Bisher sind keine Methoden bekannt, die die vollwertige Wiederherstellung und Neuanlage der MOLINION-, CARICION DAVALLIANAE- oder CARICION FUSCAE-Gesellschaften in Zeiträumen von 30-50 Jahren gewährleisten können.

Große Schwierigkeiten ergeben sich schon bei der Renaturierung des Standorts. Durch Entwässerung stark degradierte, gesackte und verpuffte Moorbö-

den lassen sich nicht mehr in den vormaligen Zustand zurückversetzen, so daß nur +/- schwach veränderte (ehemalige) Streuwiesenstandorte für ein Renaturierungsvorhaben in Frage kommen. Handelt es sich um tonige Standorte, so dauert die notwendige Aushagerung zu lange, um in überschaubarer Zeit einen geeigneten Standort für eine "Neuschaffung" anbieten zu können.

Lediglich Streuwiesenstandorte wie tonarme Moorböden sind in relativ kurzer Zeit auf ein Niveau aushagerbar, das für Streuwiesen charakteristisch ist. Sehr große Schwierigkeiten ergeben sich zudem bei der Ansiedlung von Streuwiesenarten auf derartigen Renaturierungsflächen. Über die Samenbank können sich nur Arten mit einem langfristigen Samenpotential wieder etablieren, sofern die "Neuschaffungs- oder Wiederherstellungsmaßnahme" auf einem ehemaligen Streuwiesenstandort stattfindet. Nach dem bisher vorliegenden Kenntnisstand können die Samenbanken offenbar nur einen geringen Beitrag für die (Wieder)Ansiedlung von Streuwiesenarten auf Renaturierungsflächen leisten. Ebenso ergeben sich bei einer großen Zahl von Streuwiesenarten Probleme bei der Samenausbreitung über große Entfernungen. Bei vielen Arten beschränkt sich die Samenverbreitung auf eine Umgebung von wenigen Metern um die Mutterpflanze (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B). Aus diesem Befund ergibt sich, daß die für eine tatsächliche Wiederherstellung erforderliche Zuwanderung von Arten allenfalls für Flächen erwartet werden kann, die unmittelbar an intakte Streuwiesen angrenzen.

Heublumenverbringungen können dem nur bedingt abhelfen. Viele Organismen, insbesondere Kleintierarten, lassen sich auf diese Weise nicht auf einen neugeschaffenen Standort übertragen. Zudem existieren dort häufig nicht die adäquaten Vernetzungen zu Nachbarlebensräumen. Bei zahlreichen Streuwiesen ist es prinzipiell unmöglich, sie in ihren charakteristischen und oft wertbestimmenden Artenkombinationen wiederherzustellen. Bei der Herausbildung der Artenkombinationen spielten neben dem Standortfaktor die geographische Einbindung in die umgebende Landschaft (= Raumfaktor) sowie die Biotopgeschichte (= Zeitfaktor) eine maßgebliche Rolle (vgl. Kap. 1.4.1.7). Die Einflüsse des Raum- und des Zeitfaktors, die die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft prägen, lassen sich auf andere Standorte meist nicht übertragen. Eine vollständige Wiederherstellung einer Streuwiese ist an anderer oder auch an derselben Stelle, nachdem sie einmal zerstört worden ist, nicht möglich.

2.6 Vernetzung und Biotopverbund

(Bearbeitet von B. Quinger)

Die Verwendung der Begriffe "**Vernetzung**" und "**Verbund**" richtet sich nach den von HEYDEMANN (1988: 9 ff.) entwickelten Definitionen.

- **Verbund** bedeutet den flächenhaften oder räumlichen Kontakt von Lebensräumen, die miteinander sowohl in Längs- wie in Querrichtung in

Beziehung stehen können. Bei einem **direkten Verbund** stoßen die beiden Biotope unmittelbar aneinander an. Von einem **indirekten Verbund** kann man sprechen, wenn Ökosysteme/Biotope im Arten-Austausch stehen, sich aber nicht in einem direkten, räumlichen Kontakt befinden. Vereinfacht gesagt handelt es sich bei einem Verbund um den "**Kontakt von Biotop zu Biotop oder von Ökosystem zu Ökosystem**" (HEYDEMANN 1988: 9).

- Der Begriff **Vernetzung** hingegen bezieht sich auf die funktionalen Beziehungssysteme zwischen pflanzlichen und tierischen Organismen, die sich im Verlauf der Evolution von Ökosystemen herausgebildet haben. Die Vernetzung zwischen einem Kalkflachmoor und einem Kalkmagerrasen beispielsweise stellt nichts anderes dar als "**den Kontakt zwischen den Organismen dieser Ökosysteme**" HEYDEMANN (1988: 9). Die Gestaltung dieses Beziehungsgeflechtes beruht auf den autökologischen und synökologischen Potenzen ihrer Teilnehmer.

Die Verwendung der Begriffe "**Vernetzung**" und "**Verbund**" in diesem Sinn hat folgende Konsequenzen: Die **Vernetzung**, die sich zwischen zwei Ökosystemen ausbildet, hängt von der Ähnlichkeit dieser Ökosysteme zueinander ab und ist somit dem planerischen Zugriff nicht zugänglich. Die Beziehungen, die sich zwischen den Organismen bei einem (direkten oder indirekten) **Verbund** zweier Biotope einstellen können, sind weitgehend determiniert, wie zum Beispiel blütenökologische Bindungen zwischen Pflanzen- und Insektenarten. **Die Vernetzung stellt somit - im Gegensatz zum Biotopverbund - kein Instrument der Pflege- und Entwicklungsplanung dar.**

Durch den **Verbund** läßt sich das **Vernetzungspotential** zwischen zwei Biotopen realisieren: Die maximale Vernetzung stellt nichts anderes dar als ein völliges Ineinanderaufgehen der verbundenen Biotope: Sie geschieht (zumindest theoretisch), wenn zwei gleichartige Biotope **direkt miteinander verbunden** werden. Dagegen sind zwei Biotope mit einem minimalen Vernetzungspotential auch bei direktem Verbund kaum oder sogar gar nicht miteinander vernetzt wie zum Beispiel eine Pfeifengraswiese mit einem asphaltierten Platz.

Jede Naturschutz-Strategie zielt auf den Verbund von Biotoptypen ab, die sich gut miteinander vernetzen und zugleich aus Naturschutzsicht wertvoll sind. **Es ist daher das Grundanliegen einer Verbundplanung, den Verbund von solchen Biotoptypen zu fördern, die sich im Artenaustausch sinnvoll ergänzen können.**

Nachfolgend wird zunächst die Notwendigkeit des Biotopverbundes im Hinblick auf Streuwiesen-Erhaltung ausgehend von Überlegungen zur Inseltheorie begründet (vgl. [Kap. 2.6.1](#), S. 258).

Anschließend erfolgt eine Übersicht der Lebensraumtypen, von denen man sich günstige Vernetzungswirkungen mit Streuwiesen erwarten kann ([Kap. 2.6.2](#), S. 261).

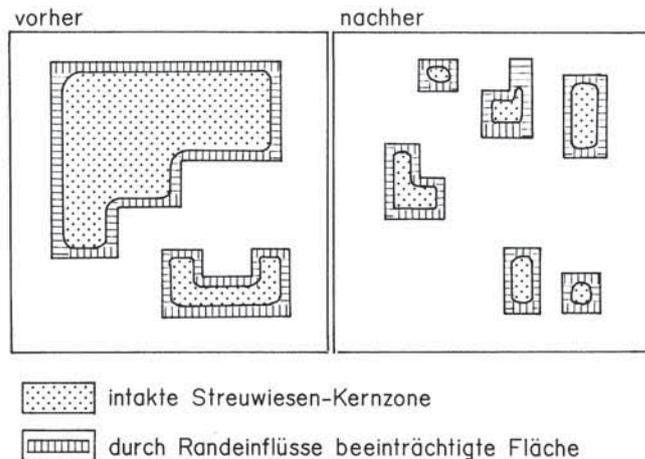


Abbildung 2/11

Flächenverlust an intakter Streuwiese und relative Zunahme an beeinträchtigt-er Streuwiese durch Randeinflüsse aufgrund Lebensraumverinselung bzw. Zersplitterung

Das dritte Unterkapitel (Kap. 2.6.3, S. 265) beschäftigt sich mit dem Problem, wie ein Verbund beschaffen sein muß, um das Vernetzungspotential zwischen zwei Streuwiesen oder einer Streuwiese und einem "verwandten" Lebensraumtyp möglichst auszuschöpfen.

2.6.1 Die Notwendigkeit des Biotopverbundes als Konsequenz der Verinselung und der Isolation von Streuwiesen-Lebensräumen

Die Mehrzahl der heute in Bayern noch vorkommenden Streuwiesen stellen Restflächen ehemals viel ausgedehnter Vorkommen dar. Mit der Schrumpfung der Streuwiesen-Lebensräume ist zugleich eine starke Zersplitterung einhergegangen. Auf die sich aus Schrumpfung und Zersplitterung ergebenden Gefährdungen wurde bereits in Kap. 1.11.3.7 eingegangen und Artenverluste vorausgesagt, die sich aus theoretischen, der Inseltheorie entstammenden Überlegungen herleiten. Mit dem Begriff "**Verinselung**" wird zum Ausdruck gebracht, daß eine Lebensgemeinschaft nicht mehr in ökologische Verflechtungen integriert ist, die sich theoretisch "unendlich" weit in den Raum verfolgen lassen, sondern vielmehr auf eine quasi inselartige Fläche zurückgedrängt ist. Eine ausführliche allgemeine Darstellung der Inseltheorie ist bei JEDICKE (1990: 51ff.) nachzulesen, in geraffter Form wird sie innerhalb des LPK im Band II.1 "Kalkmagerrasen" wiedergegeben.

Sowohl Abnahme der mittleren Flächengröße als auch Vergrößerung des Abstands der Flächen zueinander sind dafür verantwortlich, daß die auf natürliche Populationsdynamik zurückzuführende Abwanderung lebensraumtypischer Tier- und Pflanzenarten durch die Zuwanderung aus gleichartigen oder ähnlichen Nachbarbiotopen nicht mehr kompensiert wird (MADER 1980: 92). Die von Standortspezialisten (relativ stenöken Niedermoorarten) besiedelbare bzw. als Reproduktionshabitat nutzbare Fläche nimmt im Vergleich zur Gesamtlebensraumfläche überproportional ab, weil die durch exogene Störungen beeinflusste Randzone einen zunehmend größeren Flächenanteil einnimmt Die Abb. 2/11, S. 258

zeigt unterschiedliche Grade der Zersplitterung bzw. Verinselung von Streuwiesen-Lebensräumen.

Die Randzonen-Überformung wirkt sich bei "Insel-Biotopen", die standörtlich den Agrarflächen ähnlich sind (ähnliche edaphische Verhältnisse usw.), in der Nährstoffversorgung jedoch stark von diesen abweichen, besonders kraß aus. Alle oligotrophen, jedoch hinsichtlich des Wasserhaushaltes nicht extremen Lebensgemeinschaften werden bei Eutrophierung den umgebenden Agrarflächen so "ähnlich", daß die Organismen des "Agrarflächenmeeres" die immer stärker ihren "Inselcharakter" verlierende Restfläche überschwemmen können. Zuwanderungen von Arten in verinselte Streuwiesen erfolgen somit hauptsächlich über biotopfremde Arten. Zuwanderungen von streuwiesenspezifischen Arten und von Arten streuwiesenverwandter Lebensraumtypen spielen in stark isolierten Streuwiesen heute vermutlich nicht einmal mehr eine marginale Rolle. Umgekehrt läßt sich auf den geschrumpften und zersplitterten Streuwiesen jedoch ein steter Rückgang der biototypischen Streuwiesenarten nachweisen, ein Gleichgewicht zwischen Zu- und Abwanderung von Streuwiesenarten hat sich noch nicht eingestellt.

Worin liegen die Ursachen ? Vor allem Streuwiesen, die heute Reste ehemals großflächiger, oft noch um 1950 zusammenhängender Streuwiesen-Lebensräume darstellen, beherbergen mutmaßlich immer noch wesentlich mehr Streuwiesenarten, als dies nach Einstellung des neuen Gleichgewichtszustandes der Fall sein wird. Es liegt auf der Hand, daß nach den Radikalschrumpfungen der Streuwiesen-Lebensräume der großen Stromtäler oder der Münchener Ebene (vgl. Kap. 1.11.1.1 und 1.11.1.2) weitere Artenverluste auf den Restflächen zu erwarten sind, die oft nur wenige Promille des vormaligen Bestandes umfassen. Das Verschwinden von Streuwiesenarten auf den verbleibenden Restflächen unterbleibt theoretisch nur bei Einhaltung des notwendigen **Minimumareals** der einzelnen Arten. Für Insekten der Streuwiesen wie Heuschrecken, wird 1 Hektar als Minimumareal angegeben (vgl. RIESS 1988: 105). Dieser Wert darf allerdings nicht mit dem Mini-

mumareal der Lebensgemeinschaft "Streuwiesen" gleichgesetzt werden.

Schon empirische Erfahrungen sprechen dafür, daß zumindest für die ehemals als "Großflächenbiotop" (vgl. HEYDEMANN 1988: 17) verbreiteten Streuwiesen-Lebensräume, wie die Überflutungstreuwiesen entlang der Flußläufe und in den Seeriedern, viel höhere Minimumareale angenommen werden müssen. Die Erhaltung von Singvogelarten wie Wiesenpieper oder Braunkehlchen verlangt mindestens 80-100 Hektar große Flächen mit geeigneter Habitatstruktur, wenn man wie REICHHOLF (1988: 23) dieses Flächenmaß als Mindestgrundstock für die Erhaltung von Singvogelpopulationen ansetzt. Großvögel der Streuwiesen-Lebensräume benötigen noch größere Mindestareale. Für eine Brachvogel-Population, die mindestens 10 Brutpaare umfassen soll, wird ein Minimumareal von 250 Hektar angesetzt, für lebensfähige Birkhuhn-Populationen (umfaßt ca. 50 Brutpaare) werden sogar 2500 Hektar veranschlagt (vgl. RIESS 1988: 105 f.). HEYDEMANN (1988: 17) rechnet deshalb für "Großflächenbiotop" wie "Feuchtwiesen und Moore" mit Minimum-Flächenansprüchen von 200 - 1.000 Hektar.

Beanspruchen Brachvogel und Birkhuhn ein großes Mindestareal zur Ausbildung lebensfähiger Populationen, so kommen andererseits einige sehr seltene Pflanzenarten der Streuwiesen-Lebensräume anscheinend mit Raumansprüchen aus, die sogar weniger als ein Hektar umfassen, das für viele Insektenarten als Mindestgrundstock angesetzt wird. Dies trifft offenbar für reliktsche Arten der Quellfluren wie *Cochlearia bavarica* oder *Catoscopium nigritum* zu, die in weniger als 1 Hektar großen Quellhängen überleben konnten, sofern die standörtliche Beschaffenheit das Fußfassen konkurrenzkräftigerer Arten ausschloß und eine Beschattung der fraglichen Wuchsorte durch hochwachsende Bäume nicht erfolgte.

Der Vergleich des Flächenbedarfs des Brachvogels mit dem derartigen Reliktpflanzen lehrt, daß das Minimumareal in der Naturschutzpraxis lediglich in bezug auf jeweils definierte Tier- und Pflanzenarten als Planungsgröße Verwendung finden kann*. Für die Lebensgemeinschaft Streuwiesen insgesamt ist es nicht möglich, diese Größe als präzisen, für die Naturschutzpraxis verwendbaren Richtwert festzulegen.

Abgesehen davon, daß sich aufgrund der empirischen Erfahrungen konkrete Werte für Minimumareale zu Streuwiesen zumindest nicht innerhalb eines engen Rahmens fixieren lassen, sprechen auch

wissenschaftstheoretische Überlegungen dagegen, für bestimmte Streuwiesentypen Minimumareale auf einen bestimmten Wert (wie z.B. drei Hektar) festzulegen. Selbst bei scheinbar identischen und gleichgroßen Streuwiesen können die Minimumareale verschieden groß ausfallen. Das Minimumareal der Lebensgemeinschaft Streuwiesen wird außer durch die Flächengröße von folgenden Faktoren mitbestimmt (vgl. WITSCHHEL 1980: 184 f.) :

- Intensität der Nutzung und der Pflege;
- Barrierewirkung der Umgebung;
- Entfernung zum nächsten Gebiet mit einem ähnlichen Biototyp-Charakter;
- biogeographische Lage des Gebietes.

Die beiden letztgenannten Punkte gehören **bereits zum Diskussionsstoff der Arten-Distanz-Beziehung**: Es versteht sich von selbst, daß sich die Chancen für den Austausch von Tier- und Pflanzenarten zwischen zwei Streuwiesen mit abnehmenden Abständen verbessern. Es spricht einiges dafür, daß ein Großteil der besonders schutzrelevanten Pflanzenarten der Streuwiesen sich nur in angebotenen "Neuland" ausbreitet, das der Besiedlungsquelle eng benachbart liegt (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B, vgl. hierzu auch MAAS 1987: 124 f.). Vor allem von den in Streuwiesen häufig bestandesbildenden *Carex*-Arten ist bekannt, daß sie nur in unmittelbar benachbartes Gelände einwandern (vgl. KRAUSE 1940).

Für Streuwiesenpflanzen mit einem gering ausgeprägtem Migrationsvermögen entstehen wirksame Verbund-Situationen mithin erst bei sehr enger Kontaktlage. Das Überbrücken größerer Entfernungen scheint nur einer beschränkten Zahl von anemochor verbreiteten Streuwiesen-Pflanzenarten möglich zu sein, wozu jedoch auch einige Orchideen-Arten zu rechnen sind, die zu den Ballonfliegern (*Cystometeorochores*) gehören (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1983: 157) und sich deshalb über sehr große Entfernungen verbreiten können.

Tiere verfügen gewöhnlich über einen größeren Aktionsradius, so daß sich Vernetzungen über wesentlich größere Entfernungen entwickeln können, als es bei vielen Pflanzen der Fall ist. Der Faktor "Entfernung zwischen den einzelnen Biotopen" fällt bei ihnen beim Aufbau wirksamer Verbunde weniger ins Gewicht**.

Von der Wildbienen-Gattung *Andrena* ist bekannt, daß sie Flugdistanzen beim Pollensammeln von maximal 800 Meter zu überwinden vermag (vgl. WESTRICH 1989a: 291). Für zahlreiche weitere Wildbienen-Arten beträgt diese Entfernung ca. 200 bis 400 Meter (WESTRICH). Legt man zugrunde, daß pollensammelnde Insekten die generative Fortpflanzung der pollenspendenden Pflanzenarten ge-

* Auch die Art-bezogene Verwendung dieses Begriffs ist keineswegs problemlos möglich. Vielfach wird bei der Ableitung von Minimumarealen von Arten die kleinste Fläche zugrundegelegt, auf der noch Populationen nachgewiesen werden können. Es handelt sich bei derartigen Populationen jedoch in vielen Fällen um aussterbende Überbleibsel ehemals stärkerer Bestände eines vor wenigen Jahrzehnten noch viel größeren Gebietes.

** Dafür sind bei den Tieren vielfach die Raumansprüche an das Biotopverbundsystem wesentlich höher, wie bereits weiter oben ausgeführt wurde.

währleisten, so ergibt sich für den Verbund daraus die Anforderung, diese Distanzen bei der Abstandsplanung keinesfalls zu überschreiten. Als Richtwert für die Maximalabstände zu verbindender Streuwiesen-Lebensräume bietet sich die Entfernung von ca. 200 bis 300 Meter an.

Über die maximalen Abstände zwischen Streuwiesen, die einen regen gegenseitigen Austausch des überwiegenden Teils ihrer Artengarnituren zulassen, ist nichts Sicheres bekannt. Große Vorsicht ist offenbar hinsichtlich der Abstandsplanung bei **indirekten Biotopverbunden** angebracht! Die Gewähr der Entstehung einer +/- "engmaschigen" Vernetzung zwischen zwei Streuwiesen bzw. einer Streuwiese und einem streuwiesenverwandten Biotop besteht nur bei **sehr kurzen Abständen von unter 50 m sowie bei Fehlen von trennenden Querbarrieren** in diesem Überbrückungsraum. Diese Distanz dürfte zumindest für flugfähige Insekten überbrückbar sein. Grundsätzlich gilt auch für Streuwiesen die Regel, daß der räumliche Abstand um so geringer sein muß, je kleiner die Verbindungsbiotope sind (vgl. RIESS 1988: 104). Für flächenmäßig kleine Verbindungsbiotope hat sich der häufig unscharf verwendete Begriff "Trittsteinbiotop" eingebürgert. **Trittsteinbiotope** liegen unter dem Minimumareal einer Pflanzen- und Tierart und sind deshalb als ein als Dauerlebensraum ungeeigneter Biotop definiert. Aufgrund der Schwierigkeiten, Minimumareale für Streuwiesen-Lebensgemeinschaften zu fixieren, soll grundsätzlich der Begriff Trittsteinbiotop nur auf die jeweils betrachtete Tier- und Pflanzenart bezogen werden. Ein und dieselbe Streuwiese kann für eine Tierart als **großflächiger Dauerlebensraum** geeignet sein, für eine andere stellt er nur einen **Trittstein** dar. Von vorneherein als Trittsteinbiotope können allenfalls solche Streuwiesenreste gelten, die durchgehende Schädigungen aufweisen oder wo die Streuwiesenvegetation nur (noch) als kleinflächige Fragment- und Rumpfgemeinschaft vorhanden ist.

Versucht man ein Resümee zur Verinselung der Streuwiesen zu ziehen, so ergeben sich folgende wichtige Befunde:

- Eine große Zahl von Streuwiesen befindet sich heute als "Biotopinseln" in einer Situation, die sich mit der Inseltheorie im Sinne von MCARTHUR und WILSON (vgl. JEDICKE 1990: 51 ff.) beschreiben läßt. Hinsichtlich des Austausches von Streuwiesenorganismen mit benachbarten Biotopen bestehen starke Isolationen. Die "Streuwieseninseln" ihrerseits erleiden jedoch Immissionen und die Infiltration von Fremdar ten und somit eine Verfremdung durch die umliegenden Agrarflächen.

- Die heutigen Ausdehnungen vieler Streuwiesen stellen vielfach nur noch einen winzigen Bruchteil der Flächengrößen dar, die vor 40-60 Jahren üblich waren. Es spricht vieles dafür, daß die extrem geschrumpften Flächen heute noch "Streuwiesenarten-Überschüsse" aufweisen und sich ein stabiles Gleichgewicht zwischen Ab- und Zuwanderung von Streuwiesenarten noch nicht eingestellt hat, zumal die durch die Zersplitterung bewirkte Isolation kaum noch die Zuwanderung von Streuwiesenarten zuläßt.

Die Isolation der Streuwiesen-Lebensräume wird durch Verbunde mit Biotoptypen gemildert, die eine Mindestähnlichkeit mit diesem Lebensraumtyp aufweisen und deshalb Transportfunktionen für Streuwiesenarten wahrnehmen können. Für die eine oder andere Tier- oder Pflanzenart der Streuwiesen können diese Biotoptypen den besiedelbaren Lebensraum vergrößern.

Die Schaffung und strukturelle Verbesserung von Verbunden aus Streuwiesen und -verwandten Biotoptypen eröffnet neben der Verbesserung der Überlebenschancen für Streuwiesenarten weitere artenschutzbezogene Perspektiven. Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, welche die Ökotope zwischen Streuwiesen und verwandten Lebensräumen besiedeln, können durch Verbesserung der Verbundsituation wirksam gefördert werden.

Darüber hinaus kann sogar der Verbund von Streuwiesen mit wenig verwandten Biotopen wie Feuchtwiesen sinnvoll sein, wenn damit die Lebensraumqualität der heute **oft besonders gefährdeten Tierarten mit doppelten Biotopansprüchen*** Genüge getan wird. Für Arten mit Doppelbiotopansprüchen ist die räumliche Nähe bestimmter, unterschiedlicher Biotoptypen wichtig. Brut-, Nahrungs- oder Überwinterungshabitats liegen bei diesen Arten in unterschiedlichen Biotoptypen, müssen jedoch eng benachbart zueinander liegen, um nutzbar zu sein.

Mithin ergibt sich: der Biotopverbund stellt eine Hilfsmaßnahme dar, die die Vernetzung von

- Streuwiesen mit Streuwiesen;
- Streuwiesen mit verwandten Biotoptypen;
- Streuwiesen mit wenig verwandten, aber im betreffenden Raum traditionell eng benachbarten Biotoptypen

bewerkstelligen oder verbessern kann.

Als Ergebnis der verstärkten Vernetzung werden:

- Streuwiesenarten gefördert, deren besiedelbarer Raum vergrößert wird (gilt auch beim Verbund mit verwandten Biotoptypen);

* Der Begriff "Doppel-Biotop-Bewohner" wird in diesem Band im Sinne von HEYDEMANN (1988: 14) verwendet, der dazu ausführt: "Für bestimmte Tierarten müssen Bestände von zwei oder mehr verschiedenen Biotoptypen in räumlicher Nähe zueinander vorhanden sein oder wieder entwickelt werden. Es handelt sich dabei um Tierarten mit Doppelbiotop-Ansprüchen, die schon aus dem Grunde dieses Spezialanspruchs an die Beschaffenheit eines Landschaftsraumes in der Regel besonders gefährdet sind." Nicht gemeint sind Arten, die in mehreren unterschiedlichen Biotoptypen vorkommen, ohne auf einen Komplex-Zusammenhang der verschiedenen Biotope angewiesen zu sein.

- Ökotonbewohner begünstigt, wenn das Gefüge Streuwiesen/verwandter Biotoptyp neugeschaffen oder verbessert wird;
- Biotopkomplex-Bewohnern verbesserte Überlebenschancen eingeräumt, wenn traditionelle Benachbarungen von andersartigen Biotoptypen zu Streuwiesen wieder installiert werden bzw. in ihrer Raumwirkung verbessert werden (z.B. durch Entfernung von Barrierestrukturen).

Die Aufgabe und Notwendigkeit des Biotopverbundes besteht nicht zuletzt darin, die Mosaikstruktur der Biotope so weit wieder instandzusetzen, daß das "tragende, traditionelle Netzwerk der Organismen in einem Landschaftsraum nicht zerrißt" (vgl. REICHHOLF 1988: 23).

2.6.2 Die Eignung verschiedener Biotoptypen für den Verbund mit Streuwiesen

Die Verbesserung bzw. der Wiederaufbau der Vernetzung zwischen voneinander getrennten Streuwiesen kann nur über Biotoptypen erfolgen, die den Streuwiesen so ähnlich sind, daß sie sich für Streuwiesenarten (z.B. Gefäßpflanzen, Insektenarten) als Zusatzlebensraum eignen oder zumindest genügend "durchlässig" sind, um die Migration dieser Arten zu gestatten. Die Palette der hierfür geeigneten Biotope ist dabei für die einzelnen Regionen in Bayern mit Streuwiesenvorkommen recht unterschiedlich. Die potentiellen Verbundpartner der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen im Brennenbereich an der Unteren Isar haben beispielsweise nur wenig gemein mit denen, die für die *Trichophorum*-Streuwiesen im Trauchberg-Vorfeld (Lkr. WM) am Alpenrand in Frage kommen.

Inwieweit sich zwischen den regionenspezifischen Streuwiesentypen und räumlich benachbarten Biotoptypen tatsächlich tiefgreifende Vernetzungen ergeben, kann bisher mangels einschlägiger Untersuchungen nur vermutet werden. Der folgenden Zusammenstellung von Biotoptypen, die für den Verbund mit Streuwiesen geeignet sind, muß daher bis auf weiteres ein provisorischer Charakter anhaften. Maßgebend für die Auswahl dieser Biotoptypen waren folgende Gesichtspunkte:

- **Floristische und faunistische Ähnlichkeit**, also Vorkommen derselben Tier- und Pflanzenarten. Es versteht sich von selbst, daß sich für eine Tierart, die in zwei verschiedenen Biotoptypen vorkommt, bei einem räumlichen Nebeneinander keine (oder zumindest keine unveränderbaren) Barrierewirkungen ergeben.
- **Standörtliche Ähnlichkeit**.
- Einen Hinweis auf die Eignung zum Verbund mit Streuwiesen liefern schließlich **traditionelle Landschaftsbilder** und **traditionelle Landschaftsstrukturen**. Vieles spricht dafür, daß Lebensraumtypen, die in bestimmten Regionen über sehr lange Zeiträume mit Streuwiesen räumlich eng verbunden waren, auch über die Beziehungen von Tier- und Pflanzenarten miteinander verwoben sind.

nd Arten, die in mehreren unterschiedlichen Biotoptypen vorkommen, ohne auf einen Komplex-Zusammenhang der verschiedenen Biotope angewiesen zu sein.

Nachfolgend werden zunächst für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Flächenbiotope (Kap. 2.6.2.1, S. 261), anschließend geeignete Linien-Biotope (Kap. 2.6.2.2, S. 262) angeführt. Eine Zusammenstellung über Biotope mit ausgesprochener Barrierewirkung gegenüber Streuwiesen bildet das dritte Unterkapitel zu Kap. 2.6.2 (S. 261).

2.6.2.1 Für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Flächenbiotope

Flächig entwickelte Biotope können die Vernetzung von Streuwiesen sehr unterstützen, wenn sie ihrerseits den Streuwiesenarten Ansiedlungsmöglichkeiten oder Nutzungsmöglichkeiten (Insekten!) gleich welcher Art bieten und dies möglichst durchgängig und auf relativ großer Fläche geschieht. Vielfach läßt sich beobachten, daß Flächenbiotope vorwiegend in den Randzonen oder an Sonderstandorten günstige Lebensbedingungen bieten (sei es als Dauerlebensraum, als Trittstein, als Wanderkorridor). Im Bestandesinnern oder in Bereichen mit von Streuwiesen stark abweichendem Standortcharakter (sehr trockene oder schattige Stellen) kann dagegen eine erhebliche Barrierewirkung für die Ausbreitung von Streuwiesenarten vorliegen. Flächige, zur Vernetzung von Streuwiesen geeignete Biotope lassen sich zumeist ebensowenig "aus dem Boden stampfen" wie Streuwiesen selbst und sind oft ebenso wie diese pflegeabhängig.

In der nachfolgenden Zusammenstellung nicht berücksichtigte Biotope können für den Verbund auf lange Sicht (ebenso) wertvoll sein, sofern sie auf potentiellen Streuwiesenstandorten angesiedelt sind. Die Renaturierung einer solchen Fläche (z.B. durch Abräumung eines Fichtenforstes) kann auf mittlere Sicht die Vernetzungsfunktion einer solchen Fläche ganz entscheidend verbessern.

1) Kalkmagerrasen und bodensaure Magerrasen

Eine floristische und faunistische Ähnlichkeit läßt sich vielfach zwischen Streuwiesen und Magerrasen beobachten. Auf brennenartigen Flußalluvionen, im Bereich der Hartlandschaften des Voralpinen Hügel- und Moorlandes oder der Buckelfluren der alpinen Talräume und der Randalpen bilden Streuwiesen mit Magerrasen Zonations- oder manchmal auch Mosaikkomplexe aus. Eine beträchtliche Zahl der heute aus Naturschutzsicht sehr wertvollen Arten hat im standörtlichen Übergangsbereich zwischen Kalk-Pfeifengraswiesen und Kalk-Halbtrockenrasen seinen Vorkommensschwerpunkt, wie zum Beispiel die Labkrautblättrige Wiesenraute (*Thalictrum simplex subsp. galioides*). Die Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*) fühlt sich in Lebensräumen am wohlsten, wo Kalk-Halbtrockenrasen, Kalk-Pfeifengraswiesen und Kalk-Kleinseggenrieder in enger Benachbarung vorkommen. Von dealpinen Sippen wie *Sesleria varia*, *Gentiana clusii*, *Gentiana verna* und *Aster bellidiastrum* werden nasse Kalk-Pfeifen-

graswiesen, Kalkflachmoore und Kalkmagerrasen im Alpenvorland als gleichwertige Lebensräume akzeptiert.

Streuwiesen und Magerrasen waren vielerorts räumlich so eng miteinander verwoben, daß sie zwanglos als Bestandteile eines Lebensraumes gesehen werden konnten. So umfassen die praealpinen Hardtwiesen-Fluren Streuwiesen und Magerrasen, die Flußschotterheiden neben den Heidewiesen i.e.S. auch Pfeifengraswiesen, die in den Flutrinnen oder auf niedrigen, grundwasserbeeinflußten Alluvionen den Ton abgeben.

2) Feuchtwiesen

Mäßig gedüngte Feuchtwiesen wie Silgen-Wiesenkopfwiesen, Bachkratzdistelwiesen, Trollblumenwiesen, selbst mäßig stark gedüngte Kohldistelwiesen weisen mit benachbarten Streuwiesen so starke Überlappungen in der Artenausstattung und in den standörtlichen Eigenschaften (Wasserhaushalt!) auf, daß sie sich für Streuwiesen als Verbund-Partner hervorragend eignen.

3) Artenreiche, schütterere FILIPENDULION-Hochstaudenfluren

Artenreiche Hochstaudenfluren mit einer schüttereren Bestandesstruktur stellen insbesondere für einige Insektenarten der Streuwiesen ein wichtiges Verbundbiotop dar. Nektarsaugende Imagines von Tagfalterarten wie dem Mädesüß-Scheckenfalter (*Brenthis ino*) oder dem Streuwiesen-Waldportier (*Minois dryas*) (vgl. jeweils Kap. 1.5.2.4) nutzen insbesondere in der zweiten Julihälfte das im Vergleich zu den Streuwiesen oft größere Blütenangebot der Hochstaudenfluren zur Nahrungssuche.

4) Verlandungsröhrichte von Stillgewässern

Röhrichte sind ebenfalls wertvolle Biotop von Streuwiesen. Die Halme lockerer Verlandungsröhrichte stellen das Fortpflanzungshabitat verschiedener Heuschrecken-Arten (z.B. Große Goldschrecke, Schwertschrecke) und von Schmetterlingen (z.B. Schilfheulen) dar.

5) Erlen-Bruchwälder und nasse Erlen-Eschenwälder, Birkenbrüche

Schwarzerlenbruchwälder und nasse Erlen-Eschenwälder unterscheiden sich als schattige Lebensräume grundlegend von Streuwiesen. Nur für eine begrenzte Zahl von Tier- und Pflanzenarten sind beide Lebensräume nutzbar. Durch hohe Totholzanteile, die für die meist wenig genutzten Feucht- und Naßwälder bezeichnend sind, können Bruchwälder und nasse Erlen-Eschenwälder jedoch dennoch einen erheblichen Einfluß für die Faunen-Ausstattung von Streuwiesen-Lebensräumen ausüben. Die Imagines des Moschusbocks leben in Streuwiesen, die Larven benötigen jedoch das Totholz der Bruchwälder als Larvalhabitat.

Birkenbruchwälder sind häufig aus Streuwiesenbrachen hervorgegangen und können als mäßig schattende Wälder einer Reihe von Streuwiesenarten Lebensmöglichkeiten bieten, so daß sie als wertvolle Bausteine in Streuwiesen-Verbunden gelten können.

6) Hoch- und Übergangsmoorkomplexe

Eine Reihe von Tierarten profitiert von einer engen Nachbarschaft zwischen Streuwiesen-Lebensräumen und Hoch- und Übergangsmoorkomplexen. Zu ihnen gehört beispielsweise die Kreuzotter (vgl. Kap. 1.5.2.3). Der Hochmoorgelbling (*Colias palaeno*) entwickelt individuenstarke Populationen vor allem in solchen Sphagnummooren, die sich in enger räumlicher Nachbarschaft von Streuwiesen befinden, deren Blütenangebot dieser Falter als Nahrungsgast nutzen kann (vgl. Kap. 1.5.2.4).

7) Auen

Sehr wertvolle Verbundbiotop für Streuwiesen stellen schluffig-sandige, grundwasserbeeinflusste Auen dar. Flutrinnen mit primären Kopfried-, Davallseggen- oder Pfeifengras-Beständen bildeten früher im Wechsel mit Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen im Lech- und Isartal über Kilometer hinweg "Langstrecken-Wechsel-Verbunde" aus, die an der Migration von Streuwiesenarten offenbar entscheidend mitbeteiligt waren.

Die frühere Bedeutung des Isartals als Wanderstraße für in Streuwiesen vorkommende Arten beruhte auf der Leistungsfähigkeit dieses Verbundsystems, das zahllose Flächenbiotop zu nahtlosen Breitband-Korridoren zusammenfügte, die den Alpenraum mit der Donau-Ebene verknüpften (vgl. Kap. 1.4.1.7). Heute ist die Vernetzungsfunktion der Fluß-Auen für die flußbegleitenden Streuwiesen durch die Flußregulierungen weitgehend zerstört. Eine - wenn auch sehr unvollkommene - Ersatzfunktion für den Verbund der Flußschotterheiden können in diesen Räumen heute der Flächenbiotop "Kiesgrube" bzw. der Linienbiotop "Damm" wahrnehmen.

8) Kiesgruben

Als Verbund-Baustein in Verbundsystemen mit Streuwiesen können sich Kiesgruben eignen. Werden Kiesgruben als Naß-Baggerungen angelegt, können sie für zahlreiche Streuwiesenarten besiedelbar werden, wie zum Beispiel für *Allium carinatum*, *Allium suaveolens*, *Carex hostiana*, *Carex panicea*, *Carex tomentosa*, *Epipactis palustris*, *Gentiana pneumonanthe*, *Juncus alpinus*, *Juncus subnodulosus*, *Lathyrus palustris*, *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus*, *Tofieldia calyculata* oder *Triglochin palustre* (vgl. OTTO 1992: 38 und 47 f.).

9) Mageres Wirtschaftsgrünland

Mageres Wirtschaftsgrünland auf potentiellen Streuwiesenstandorten kann zunehmend Vernetzungsfunktionen zwischen Streuwiesen wahrnehmen, wenn es sukzessive ausgegert wird und allmählich auf größere Streuwiesenähnlichkeit hin renaturiert wird (vgl. Kap. 2.5.1.1, S. 241).

2.6.2.2 Für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Linearbiotop

Linear entwickelte Biotop genießen gegenüber den Flächenbiotop den Vorzug, daß sie sich ohne großen unmittelbaren Raumbedarf als Verbundbausteine zwischen zwei Streuwiesen "einsetzen" lassen. Die Vernetzungsfunktion wird jedoch sofort

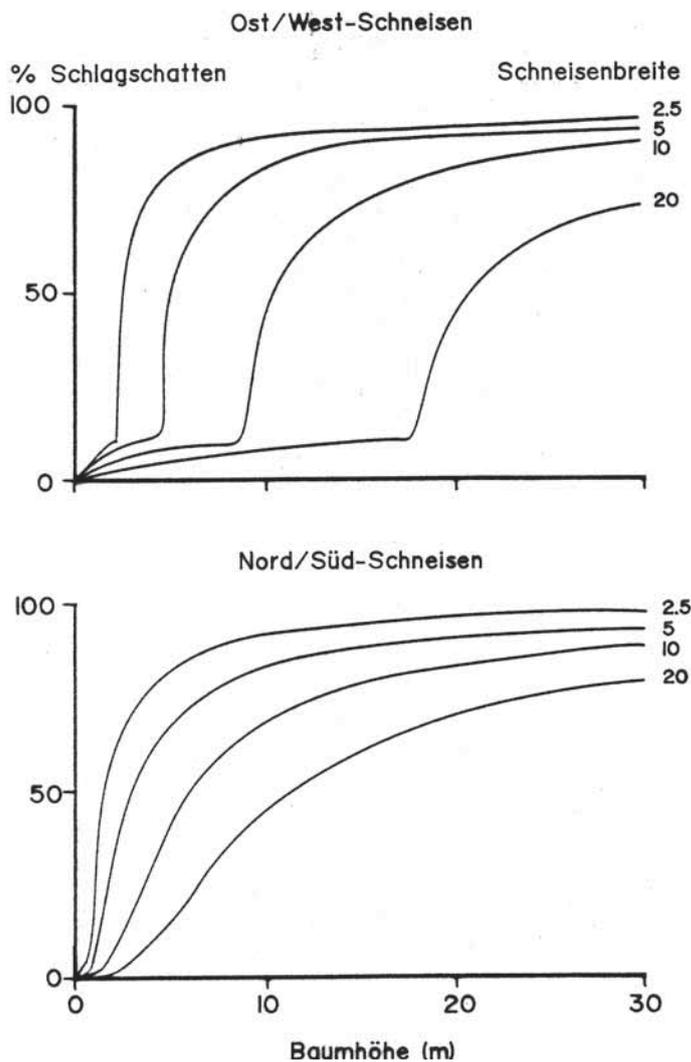


Abbildung 2/12

Beziehungen zwischen dem Grad der Beschattung und der Baumhöhe in Waldschneisen in Abhängigkeit von der Schneisenweite und der Himmelsrichtung¹; berechnet für den 52. Breitengrad (nach WARREN & FULLER 1990: 20)

beeinträchtigt oder gar nahezu unmöglich gemacht, wenn ein derartiger Linearbiotop seinerseits nicht vor Nährstoffeinträgen abgepuffert wird. Von nur wenige Meter breiten Linearbiotopen, die unmittelbar an intensiv genutzte, stark gedüngte Agrarflächen angrenzen, kann man nicht erwarten, daß sie einen nennenswerten Beitrag zur Vernetzung von Streuwiesen leisten können. Potentiell besonders wirkungsvoll sind Linearbiotope, auf denen Streuwiesen- oder streuwiesenartige Vegetationsbestände entwickelt sind.

1) Randzonen von (Feucht)Wäldern

Eine Schlüsselrolle beim Streuwiesenverbund können als Korridorbiotope die Randzonen von feuchten Eichenmischwäldern, Erlen-Eschenwäldern, Feuchtgebüschchen oder Bruchwäldern aller Art wahrnehmen, die als ausgesprochene Grenzlinienbiotope einen bevorzugten Aufenthalts- und Fortbewegungsraum von zahlreichen Tierarten darstellen. Besonders wertvoll sind naturnah strukturierte

Waldränder, die - wenn auch in etwas verarmter und gestauchter Form - über die Strukturelemente verfügen, die naturnahe Waldrandseiten von Streuwiesen aufweisen, wie schmale Streifen von streuwiesenartigen Vegetationsbeständen oder wenigstens Streuwiesen-Zwickel. Randzonen von Forstbeständen können für den Streuwiesenverbund wertvoll sein, wenn ihnen magere oder wenigstens nur halbfette Grünlandstreifen (auf potentiellen Magerrasenstandorten) vorgelagert sind.

2) Waldschneisen

Verbinden durch Fichtenforsten verlaufende Waldschneisen zwei Streuwiesen, so kann die Barrierewirkung der Forsten stark abgemildert werden. Voraussetzung dafür ist, daß die Schneise selbst streuwiesenartige Vegetationsbestände aufweist. Der Lichtgenuß einer Schneise (wichtig für lichtbedürftige Offenlandarten) hängt ab von:

- Schneisenbreite;
- Baumhöhe;
- räumlicher Ausrichtung.

Ost-West-Schneisen bekommen bei gleicher Breite und gleicher Baumhöhe weniger Licht ab als Nord-Süd-Schneisen. WARREN & FULLER (1990: 20) haben diese Zusammenhänge in Graphiken zusammengestellt, die in Abb. 2/12 (S. 263) wiedergegeben sind.

Als Mindestbreite für eine Schneise, die in der Mitte ein Band mit streuwiesenartiger Vegetation und an den Randseiten eine naturnahe (Feucht)Gehölzvegetation in limes divergens-Struktur aufweisen soll, wird von diesen Autoren 30 - 50 Meter veranschlagt. Waldschneisen können - sofern noch nicht vorhanden - in dichten Fichtenforsten mit Barrierewirkung angelegt werden, um zwei Streuwiesen indirekt miteinander zu verbinden.

3) Gräben

Die Bedeutung der (auch mehrere Meter) breiten Grabenränder als Vernetzungsachsen für Pflanzenarten der Streuwiesen scheint eher gering zu sein, eine Wandermöglichkeit scheint in geringem Umfang für einige Arten der wechselfeuchten Magerrasen und Pfeifengraswiesen gegeben zu sein (z.B. *Stachys betonica*, *Dianthus superbus*), mit dem Grabenwasser verdriftet werden in geringem Umfang die schwimmfähigen Samen von Großseggen und z.B. *Caltha palustris*. Für Pflanzenarten der Kalkflachmoore sind Gräben als Vernetzungsachsen wohl nur in Sonderfällen geeignet (SCHWAB 1988).

In aufgesplitterten Streuwiesen können Streuwiesenorganismen das Grünland-Terrain zwischen den verbliebenen Streuwiesenresten dennoch am ehesten entlang der Gräben überbrücken. Von einigen Insektenarten (z.B. Libellen-Arten wie den *Calopteryx*-Arten) werden die Gräben als Korridorbiotope genutzt. Wegen der Bedeutung, die den Gräben bei der Pflege- und Entwicklungsplanung zu Streuwiesen- und Feuchtwiesen-Lebensräumen zufällt, wurde ihnen innerhalb des Landschaftspflegekonzepts ein eigener Band (LPK-Band II.10 "Gräben") gewidmet, in dem naturschutzbezogene Aussagen zur Gestaltung von Gräben vorgenommen werden.

4) Bachläufe

Bachläufe können als verbindende Linearbiotope für verschiedene Streuwiesen ebenfalls sehr wertvoll sein. Dies gilt vor allem, wenn die Bachsohle wenig eingetieft und das Bachbett breit genug ist, um die Ausbildung von Schwemmbänken und flach auslaufenden, flächig entwickelten Gleithängen zu ermöglichen, die zumindest von einzelnen Organismen der Streuwiesen als (Zusatz)Lebensraum genutzt werden können. Wenig beschattete Bachläufe eignen sich als Korridorbiotope besser als Bachläufe, die einen geschlossenen Erlen- oder Eschen-Galeriasaum aufweisen. Wertvoll sind vor allem solche Bachläufe, die durch ehemalige Streuwiesenareale fließen und am Rande des Bachbetts noch über saumartige, in den Bachzwickeln noch über flächige Streuwiesenfragmente verfügen.

Von zentraler Bedeutung für die Eignung von Bachläufen als Korridorbiotop zwischen den Streuwiesen ist schließlich die Wasserqualität des Bach-

wassers. Die Uferzonen kalk-oligotropher Bachläufe liefern zahlreichen in Streuwiesen vorkommenden Pflanzenarten wie der Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*), der Alpen-Binse (*Juncus alpinus*), der Wasser-Minze (*Mentha aquatica*), der Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) usw. Lebensmöglichkeiten. Für einige Insekten-Arten wie der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) sind enge Lebensraumkomplexe aus Quellbächen und Kleinseggenriedern sogar existentiell notwendig.

Stark eutrophierte Bachläufe mit *Phalaris*- und *Urtica*-Pseudoröhrichten sind dagegen als Korridorbiotope zwischen den Streuwiesen wegen der größeren "Unähnlichkeit" weit weniger wirksam. Als Wanderleitlinien und auch wegen des Blütenangebots der dort vorkommenden Hochstauden sind sie für Streuwiesen-Insekten jedoch nicht bedeutungslos.

5) Dämme und Deiche

In ihrer Bedeutung als verbindende Korridorbiotope für Streuwiesen-Lebensräume entlang von Flußläufen sollten zudem die Deiche und Dämme nicht unterschätzt werden. Insbesondere Arten, die für die trockenen Pfeifengraswiesen-Typen charakteristisch sind, wie zum Beispiel *Cirsium tuberosum* und *Inula salicina*, werden nicht selten an sickerfrischen und sickerfeuchten Dammhängen beobachtet (vgl. GÖRS 1974: 377). Als Korridorbiotop können solche Dämme vor allem für solche Insektenarten fungieren, die das Blütenangebot dieser MOLINION-Arten nutzen. Nähere Informationen zur Eignung von Dämmen als Standort für Arten der Streuwiesen sind dem LPK-Band II.20 "Dämme und Deiche" zu entnehmen.

6) Hecken und Hage

Hecken kommen als Korridorbiotope für Streuwiesenorganismen wohl nur in Ausnahmefällen in Frage. Lediglich als Hecken ausgebildete Ohrweiden- oder Grauweiden-Hecken mit vorgelagerten Säumen von Streuwiesenpflanzen könnten solche Verbundfunktionen wahrnehmen. In Streuwiesen-Lebensräumen stellen linear ausgebildete Hecken zu meist künstliche Fremdkörper dar, die niemals zum traditionellen Landschaftsbild gehört haben. Eine Ausnahme bilden lediglich die Hage im östlichen Isar- und im Mangfall-Vorland, die häufig in enger Nachbarschaft von Streuwiesen-Lebensräumen angetroffen werden können. Die Randzonen der Hage dürften von einigen Streuwiesenarten hin und wieder als Wanderkorridore oder als Zusatzlebensraum genutzt werden.

2.6.2.3 Biotope mit ausgesprochener Barrierewirkung gegenüber Streuwiesen-Lebensräumen

Für die Vernetzung von Streuwiesenorganismen sind grundsätzlich Biotoptypen um so ungeeigneter, je stärker sie in ihrem Standortcharakter (Kleinklima, Lichthaushalt, Nährstoffhaushalt, Bodenchemie und Bodenphysik) von Streuwiesen abweichen. Werden sie für Streuwiesenarten praktisch undurchdringbar, so üben sie starke Barrierewirkungen zwi-

schen Streuwiesen aus. Besonders problematisch sind Barrierebiotope, die auf potentiellen Streuwiesenstandorten angesiedelt sind bzw. eine potentielle Streuwiesenzone durchschneiden. Hierzu gehören insbesondere:

- **Straßen:** Geteerten Straßen kommt eine sehr starke Zerschneidungswirkung zu. Dieses Phänomen kann heute als belegt und allgemein bekannt gelten. Die Verinselungswirkung geteeter Straßen auf verschiedene Vertreter der Arthropoden-Fauna ist u.a. von MADER in mehreren Publikationen (z.B. 1979 u. 1980) ausführlich dargestellt worden. Starke Zerschneidungseffekte erzeugen bereits einspurige Teerstraßen (vgl. JEDICKE 1990: 34 ff.).
- **(Fichten)Forste:** Dichte Forste erzeugen Barrieren, die den Artenaustausch zwischen Streuwiesenbiotopen stark erschweren, wenn nicht völlig unterbinden. Die Unterschiede in der Standortfaktoren-Kombination von Fichtenforsten und Streuwiesen machen diesen Sachverhalt deutlich: die Kombination "feuchter, hoher Baumbestand, keine Besonnung auf dem Boden" im Fichtenforst weicht standörtlich stark von "Grasbestand mit großer Sonnenbestrahlung bis zum Boden" ab, wie es für Streuwiesen bezeichnend ist (vgl. hierzu auch HEYDEMANN 1988: 13). Dichte und weitreichende Fichtenforste können sogar für vagile Tierarten wie gut flugfähige Insekten oder sogar Vögel eine unüberwindbare Barriere darstellen.
- **Intensiv genutztes Wirtschaftsgrünland:** Hochgrasdominiertes Wirtschaftsgrünland mit sehr hoher Phytomasseproduktion unterscheidet sich durch seine strukturellen und mikroklimatischen Eigenschaften (z.B. Bodenoberfläche mit einem wesentlich ausgeglicheneren Temperaturverlauf, stärker beschattet und feuchter) grundlegend von Streuwiesen, so daß sich sehr starke Barrierewirkungen für nicht oder schlecht flugfähige Kleintierarten ergeben. Die Barrierewirkung ist naturgemäß während des Hochstandes des Wirtschaftsgrünlandes besonders groß.

Befinden sich diese "**Haupttypen der Isolation**" (vgl. HEYDEMANN 1988: 15) auf potentiellen Streuwiesenstandorten zwischen vorhandenen Streuwiesenresten und streuwiesenähnlichen Biotopen, so stellen sie für den Biotopverbund ein Problem dar, dem mitunter nur mit entsprechender geeigneten Renaturierungsmaßnahmen (vgl. Kap. 2.5, S. 240) bzw. Verlegung oder Entschärfung (betrifft die Straßen) beizukommen ist.

2.6.3 Die Abhängigkeit des Vernetzungsgrades der Biotope von der Verbundstruktur

Die Vernetzungswirkung hängt nicht nur von der grundsätzlichen Ähnlichkeit zweier Biotoptypen ab, sondern auch davon, wie "gut" sie an der "Nahtstelle" zusammenpassen. Je gleichartiger im Nahtstel-

lenbereich die verbundenen Biotope beschaffen sind und je diffuser der Übergang ausfällt, mit um so geringeren Barrierewirkungen für migrierende Organismen ist zu rechnen. Grundsätzlich liefert ein Verbund, der als **Limes divergens-Struktur** ausgebildet ist, bessere Vernetzungsvoraussetzungen als ein Verbund mit **Limes convergens-Struktur**. Die Limes divergens-Struktur stellt ein kleinteiliges, grenzlinienreiches, schon physiognomisch netzartig verwobenes Gefüge dar. Die Limes convergens-Struktur dagegen bietet günstigenfalls einen scharfen Übergang an (man fühlt sich an die Insel/Meergrenze erinnert!), ungünstigenfalls verursacht sie sogar Barriereeffekte.

Bei einer mosaikartigen Standort- und/oder Nutzungsverteilung kann die Mosaikstruktur von einem bandartigen zu einem flächendeckenden, landschaftsprägenden Element aufsteigen. Dazu folgendes Beispiel: Im Zentrum des Eberfinger Drumlinfeldes existiert in der Verteilung zwischen Streuwiesen, Hoch- und Übergangsmooren, Magerrasen und Waldflächen noch ein nahezu ideales Verteilungsmuster. Unterschiedlich große Streuwiesen- und Magerrasenflächen wechseln mit verschiedenen großen Wäldern und Hoch- und Übergangsmooren. Die großen Wiesenflächen enthalten kleine Haine und Baumgruppen, umgekehrt sind die Wälder reichlich mit lichtsartigen kleinen Magerrasen und Streuwiesen durchsetzt.

Typische Limes divergens-Muster mit diffuser, mosaikartiger Verzahnung entwickeln sich im allgemeinen nur beim räumlichen Zusammentreten von Flächenbiotopen. Welche strukturellen Übergänge zwischen Streuwiesen und Linearbiotopen können der Ausbildung von Vernetzungen förderlich sein? Grundsätzlich ist es günstig, wenn ein Linearbiotop in die Streuwiesen "eintaucht", die es verbindet. Beispiel: Ein Bach oder ein Graben, die zwei Streuwiesenflächen ichtemiteinander verknüpfen, vernetzen diese Streuwiesen sicher wirkungsvoller, wenn sie beide Rasen zentral durchfließen.

Dies gilt vor allem, wenn ein derartiger Bach oder Graben von schmalen Streuwiesen-Rasenbändern begleitet wird. Barrierewirkungen zwischen Streuwiesen und Verbundbiotopen resultieren häufig aus verschiedenartigen Pflege- und Brachezuständen. Zwischen einer regelmäßig gemähten Streuwiese und einem völlig verfilzten Altgrassaum, der einen verbindenden Linearbiotop begleitet, bestehen zweifellos Migrationsbarrieren, die beseitigt werden können, wenn die Säume mitgemäht werden. Selten befahrene, nicht befestigte Fahrwege können wesentliche Beiträge zur "Inneren Vernetzung" von Streuwiesen liefern, indem sie innerhalb der Streuwiesen als Kontaktachsen für Tier- und Pflanzenarten wirken, die Pionierstandorte besiedeln wie zum Beispiel *Juncus compressus*, *Centaureum pulchellum* oder *Cyperus flavescens* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5).

3 Situation und Problematik der Pflege und Entwicklung

Dieser Bandabschnitt umreißt die derzeitigen Rahmenbedingungen der Streuwiesenpflege in Bayern und schildert dabei auftretende regionale und allgemeine Schwierigkeiten.

Das **Kap. 3.1** "Derzeitige Pflegepraxis in Bayern", beschäftigt sich mit der Darstellung der gegenwärtigen Streuwiesenpflege in diesem Bundesland. Es wird der Fragestellung nachgegangen, inwieweit die staatlichen Pflegeprogramme Anwendung finden und den Erfordernissen einer naturschutzorientierten Pflege gerecht werden. Im **Kapitel 3.2** "Meinungsbild", S. 270 wird das Spektrum der Meinungen von Personengruppen wiedergegeben, die an der Bewirtschaftung und Pflege der Streuwiesen beteiligt sind oder auf diese Einfluß nehmen (z.B. als Besitzer, zu beteiligende Behörde, Naturschutzverband usw.). Das **Kap. 3.3** "Räumliche Defizite", S. 271, befaßt sich kurz mit den nach wie vor in Bayern bestehenden Pflegedefiziten. Das **Kapitel 3.4**, S.271 wendet sich den "Durchführungsproblemen" der Streuwiesenpflege zu, deren Lösung die Voraussetzung dafür ist, daß sich die Umsetzung der Streuwiesenpflege überhaupt in der gewünschten Art und Weise bewerkstelligen läßt.

3.1 Derzeitige Pflegepraxis in Bayern

(Bearbeitet von R. Strohwasser und U. Schwab)

3.1.1 Aktueller Stand der Streuwiesen-Pflege

Der aktuelle Pflegegrad, d.h. der Flächenumfang gegenwärtig gepflegter bzw. bewirtschafteter Streuwiesenbestände ist im Verhältnis zu den noch exi-

stierenden Beständen, die (noch) als Streuwiesen angesprochen werden können, erst für Landkreise mit abgeschlossener Biotopkartierung einigermaßen zuverlässig abschätzbar. Am Beispiel der Landkreise Starnberg, Garmisch-Partenkirchen und Traunstein werden die in der Biotopkartierung ermittelten Hektarzahlen der Biotoptypen Flachmoor/Streuwiese und Großseggenrieder zusammengefaßt und den Hektarzahlen der abgeschlossenen Verträge im Erschwernisausgleich und Landschaftspflegeprogramm (Rekultivierungen von Streuwiesenbrachen) gegenüber gestellt. In der Biotopkartierung erfaßte Röhrichte und Feuchtgebüsch wurden, obwohl sie früher zu großen Teilen Streuwiesen darstellten, nicht berücksichtigt (s. **Tab. 3/1**, S. 267).

3.1.2 Staatliche Förderprogramme

Das wichtigste Programm für die Pflege von Streuwiesen ist der "Erschwernisausgleich für Feuchtfleichen" (Art. 36a BayNatSchG), der für die Bewirtschaftungserschwerung von durch Art. 6d (1) BayNatSchG geschützten Feuchtlebensräumen flächenbezogene Ausgleichszahlungen gewährt*. Er erhält derzeit insbesondere folgende Auflagen:

- Mindestgröße der Vertragsfläche 1000m²;
- Verzicht auf Düngung;
- Verzicht auf Entwässerung (bestehende Gräben dürfen erhalten, aber nicht erweitert oder vertieft werden);
- Verzicht auf Nutzungsänderungen wie z.B. Aufforstung;
- Mahd mit Mähgutabfuhr, frühestens zu einem von der Unteren Naturschutzbehörde festgelegten Termin (bei Streuwiesen meist 1. oder 15. September).

Tabelle 3/1

Landkreisbezogener Vergleich zwischen den Flächen der in der Biotopkartierung erfaßten Lebensraumtypen "Streuwiesen und Flachmoore" (GS) und "Großseggenrieder" (VG) sowie deren Summe (S) und dem Flächenumfang des Erschwernisausgleichs (Eagl) und Landschaftspflegeprogramms (Lpfp) im Vertragsjahr 1991/92 (nach mdl. und briefl. Mitt. der Unteren Naturschutzbehörden 1992), Flächenangaben in ha

Landkreis	GS	VG	S	Eagl	Lpfp
GAP	2441	580	3021	1822,5	ca. 100
STA	504,3	191,3	695,6	43,62	48
TS	1076,2	218,4	1294,6	723	-

* Darunter fallen folgende für Streuwiesen relevante Pflanzenbestände: Kleinseggenstümpfe und Großseggenriede außerhalb von Verlandungsbereichen, Pfeifengras-Streuwiesen (in der Anlage zum Art. 6d (1) BayNatSchG festgelegt).

3.1.3 Maßnahmenträger

3.1.3.1 Landwirte

Der größte Teil der Streuwiesen wird durch Landwirte gepflegt, die in direktem Vertragsverhältnis mit den unteren Naturschutzbehörden stehen, sofern sie den Erschwernisausgleich für die erschwerte Bewirtschaftung von Feuchtflecken beantragt haben.

3.1.3.2 Maschinenringe und Landschaftspflegeverbände

Eine große Bedeutung insbesondere für die Pflege sehr schwer zu bewirtschaftender Flächen gewannen in jüngster Zeit die maschinell sehr gut ausgestatteten Maschinenringe sowie Landschaftspflegeverbände.

Z.B. der Maschinenring "Oberland" nahm im Jahr 1986 die Streuwiesenpflege mit einem Flächenaufkommen von ca. 20 ha auf, das bis zum Jahr 1993 bis auf ca. 200 ha anstieg. Schwerpunktgebiete des Einsatzes sind die Grasleitener Moorlandschaft, der Raum Bayersoien, der Raum Böbing - Peiting - Peissenberg und die Ammerseerieder im Raum Fischen-Dießen-Raisting (alle Angaben WÖRLE 1992, mdl.).

Z.B. der Landschaftspflegeverband Mittelfranken hat im Jahr 1993 ca. 660 ha Feucht- u. Streuwiesen gepflegt. Die Größe der einzelnen, im Herbst gemähten Flächen bewegt sich zwischen 0,1 und 1 ha.

3.1.3.3 Untere Naturschutzbehörden

Viele Streuwiesen, die innerhalb von Naturschutzgebieten liegen oder als ND ausgewiesen sind, werden auf Veranlassung des jeweils zuständigen Landratsamts als untere Naturschutzbehörde gepflegt.

Die Häufigkeit des Pflegeeinsatzes richtet sich nicht immer nach den spezifischen Erfordernissen der jeweiligen Lebensgemeinschaften, sondern vielfach nach dem Gesamtumfang an Pflegeflächen im betreffenden Landkreis und dem verfügbaren Personal. Ausführungsorgane sind meistens vom Landratsamt unmittelbar beauftragte Landwirte. Üblicherweise wird eine Herbstmahd alljährlich oder im zweijährigen Turnus durchgeführt.

3.1.3.4 Streuwiesenpflege durch Naturschutzverbände

Die Pflegeleistung z.B. des Bundes Naturschutz, des Landesbundes für Vogelschutz sowie des Arbeitskreises Heimischer Orchideen (AHO) ist auf die Gesamtfläche bezogen sehr unterschiedlich: In streuwiesenärmeren Landkreisen wie München-Land oder Fürstfeldbruck ist der Anteil relativ hoch, in streuwiesenreichen Regionen (Lkr. Garmisch-Partenkirchen, Weilheim, Oberallgäu) dagegen vernachlässigbar gering. Dem Ankauf bzw. der Anpacht durch Naturschutzverbände und dem ehrenamtlichen Einsatz ihrer Mitglieder ist jedoch die Erhaltung vieler besonders hochwertiger, schützenswerter Flächen zu verdanken.

Bund Naturschutz in Bayern e.V. (BN)

Die einzelnen Kreisgruppen führen die Herbstmahd von Streuwiesen meist mit freiwilligen Hilfskräften und mit Zivildienstleistenden aus. Durch den Einsatz von Balkenmähern und die manuelle Beseitigung des Mähguts mit Planen ist im allgemeinen eine sehr schonende Vorgehensweise gewährleistet. Als besonders bedeutsame Bestände im Eigentum oder der Pacht des BN seien beispielsweise genannt :

- Kerngebiet der Hardtwiesen (WM), dort waren Anfang Oktober 1992 mehr als die Hälfte aller Streuwiesen gemäht (mindestens 10 ha), Teilflächen bleiben als Rückzugsgebiete für die Fauna im jährlichen Wechsel ungemäht (zur Schonung einer Kreuzotter-Population);
- Wittislinger Moor (DLG; 12 ha);
- Mariensteiner Moor (MB; 1,8 ha);
- Deusmauer Moor (NM; 8 ha);
- Stockau-Wiesen nordwestlich Zwiesel (REG; 0,9 ha);
- Pfeifengraswiese östlich Riedenberg (KG; 3 ha; Angaben aus den ABSP- Landkreisbänden).

In den letzten Jahren wurde auch die Pflege z.T. recht steiler, brachgefallener Hangquellmoore mit Entbuschung und Herbstmahd wieder aufgenommen (z.B. Kreisgruppe STA; WIMMER 1992, mdl.). Durch die Wiederaufnahme einer konsequenten jährlichen Herbstmahd von hydrologisch intakten Hangquellmooren im Lkr. WM nahm die Individuenzahl der Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) während der letzten Jahre stark zu, allein im Antdorfer Quellmoor von wenigen Dutzend auf über 3000 blühende Exemplare (HINTERHOLZER 1992, mdl.).

Landesbund für Vogelschutz e.V. (LBV)

Im Rahmen des Arche Noah-Fonds wurden seit 1988 u.a. auch einige entweder durch Nutzungsintensivierung oder Nutzungsaufgabe gefährdete Streuwiesen angekauft, die nun zumindest auf Teilflächen im Herbst gemäht werden, z.B.:

- im Haarmoos (BGL), ca. 15- 20% Streuwiesen von 24 ha (HENATSCH 1992);
- im Gennachmoos (A), ca. 0,5 ha;
- im Plesser Ried (MN), 1,47 ha;
- bei Nirnharting (TS), ca. 0,5 ha;
- eine der letzten Streuwiesen am Alpsee (OA), 0,66 ha;
- im Wittislinger Moor (DLG), 0,38 ha;
- in der Bischofsaue bei Rodach (CO), von 2,25 ha ist ein kleiner Teil eine Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese;
- im Überackermoos (FFB), ca. 10 ha, teilweise Pfeifengraswiese (LBV 1990).

Darüber hinaus haben einzelne Kreisgruppen im Laufe der 80er Jahre auch Streuwiesenbrachen von Landwirten angepachtet und in Eigeninitiative die Herbstmahd wieder aufgenommen. Beispielhaft seien genannt:

- Im Umfeld des Deininger Weihers (M) 6 ha; erster Pflegegang im Herbst 1987 nach zehnjähriger Brache: Entfernung von über 2000 Sukzessionsgehölzen, jährliche Herbstmahd (SZ 1987);

- Fußbergmoos bei Überacker und im Ampertal bei Esting (FFB); bereits nach drei Pflegejahren erhebliche Zunahme der Individuenzahl von Rote-Liste-Arten (LBV 1992, vgl. Kap. 2.5.2);
- im Wittislinger Moor 1,2 ha (DLG);
- bei Wertingen-Höchstädt 2,5 ha (DLG);
- bei Altenuf und Niederalteich insgesamt 11 ha (DEG);
- am Alpee (OA) weitere 1,5 ha zur erworbenen Fläche.

Arbeitskreis Heimische Orchideen

Der Arbeitskreis Heimische Orchideen ist ebenfalls überregional bei der Streuwiesenpflege tätig. Der AHO betreut gezielt Streuwiesenflächen mit Vorkommen des Sumpf-Knabenkrauts (*Orchis palustris*), des Wanzen-Knabenkrauts (*Orchis coriophora*) und der Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) durch Ankauf und Pflege (P. MÜLLER 1992, mdl.). Zugleich führt der Verband Erfolgskontrollen durch und überprüft, wie die Bestände dieser Orchideen-Arten auf die Pflege reagieren.

Erwähnt werden muß auch die Arbeit **regionaler Schutzgemeinschaften**. Z.B. übernahm die **Schutzgemeinschaft Wemdinger Ried** die Pflege von ca. 3 ha Stromtal-Pfeifengraswiesen; die **Schutzgemeinschaft Ammersee-Südufer** ist für die Organisation der Herbstmahd von jährlich zwischen 20 und 50 ha Streuwiesen unterschiedlicher Typen im Bereich des NSG "Ammersee-Südufer" zuständig.

Auch **staatliche Forsteinrichtungen** beteiligen sich an der Streuwiesenpflege und Streuwiesen-Entwicklung (BROSINGER 1993, mdl.): Innerhalb von Staatswäldern liegende Streuwiesenflächen werden u.a. in den Amtsbereichen der Forstämter Landsberg, Weilheim, Starnberg, Wolfratshausen und Traunstein durch die Forstverwaltung gepflegt. Eine Biotopneuanlage auf degradierten Niedermoorflächen im nördlichen Lkr. München-Land bei Badersfeld geht auf Initiativen des Forstamtes zurück.

3.1.4 Verwertung bzw. Entsorgung des Ernteguts

Einstreu

Bedarf an Einstreu besteht v.a. noch in den LKR Garmisch-Partenkirchen, Weilheim-Schongau, Wolfratshausen-Bad Tölz, Oberallgäu und den südlichen Teilen des LKR Ostallgäu. Hier findet, da strohproduzierender Ackerbau nahezu fehlt, das Erntegut in Festmist-, selten auch Tiefstreu-* und Tretmistställen** sinnvolle Verwertung. Sind fremde Pflegekräfte (z.B. Maschinenringe) tätig, wird das Mähgut kostenfrei vergeben, häufig auch frei Haus geliefert.

In stroharmen Regionen besteht bei vorherrschender Güllewirtschaft ein geringer Streubedarf zuweilen noch für Kälberboxen sowie für Steinliegeböden schwemmentmisterter Ställe (hier in gemahlener oder gehäckselter Form).

Nach Angaben des in den Landkreisen WM und GAP tätigen Maschinenrings Oberland war 1992 die Nachfrage nach Streu doppelt so hoch wie die gemertete Streumenge. Selbst wenn die Anzahl der Festmistbetriebe weiter zurückgehen wird, ist die sinnvolle Verwertung des Mähgutes, auch angesichts einiger neuer Festmist-, Tretmist- und Tiefstreu-Ställe zukünftig gesichert (WÖRLE 1992, mdl.). Im Vergleich hierzu sind im Allgäu keine Tendenzen zur Rückentwicklung der Festmistwirtschaft zu erkennen (Amt für Landwirtschaft Kaufbeuren). In strohreichen Regionen wird bei Einstreubedarf das Stroh wegen besserer Saugeigenschaften der Streu aus Streuwiesen vorgezogen.

Futterverwertung (Mähtermin im Juli/August)

Mähgut, das erst im September gemäht wird, besitzt in der Regel keinen Futterwert. Als Futter für Jungrinder (Rauhfutterzusatz) und besonders für Pferde findet der August- und noch mehr der Juli-Schnitt gute Verwendungsmöglichkeit. Der vom Vieh nicht gefressene Futterrest wird wiederum in Gebieten mit Einstreubedarf als Einstreu verwendet.

Kompostierung, Gründüngung

In den überwiegenden Teilen Bayerns (z.B. in der Rhön, den Lkr. HO, TIR, FRG sogar Teilen des Alpenvorlandes wie TS und RO) wird die Streuwirtschaft durch Pflegemahd simuliert und das gehäckselte Mähgut in unterschiedlicher Weise entsorgt.

Das Mähgut wird in gehäckselter Form

- von Landwirten direkt abgenommen und (z.T. mit oder ohne Gülle kompostiert) zur Bodenverbesserung in Äcker eingearbeitet;
- in Güllegruben geschüttet und mit der Gülle ausgebracht;
- auf öffentliche Kompostierungsanlagen gebracht und als Kompost kostenlos an Landwirte und Gartenbesitzer verteilt.

Ablagern in Deponien

Die bis vor wenigen Jahren mancherorts praktizierte Entsorgung auf Deponien wird neuerdings allgemein vermieden.

Ablagern am Biotoprand

Durch die Ablagerung in wertvollen Vegetationsstrukturen können durch das Abdecken der Vegetation erhebliche Schäden entstehen. Dagegen sind wegen der geringen Nährstoffgehalte bei der Verrot-

* Tiefstreu-Stall: Stallform ohne begrenzte Liegefläche. Der verkotete Boden wird kontinuierlich mit reichlich Einstreumaterial überdeckt und je nach den betrieblichen Gegebenheiten, z.B. im Herbst und Frühjahr als hohe, festgetretene Mistpackung mit Frontladern aus dem Stall transportiert. Tiefstreu-Ställe haben einen sehr hohen Einstreubedarf (ca. 10 kg/GV und Tag)

** Tretmiststall: Der Liege- und Aufenthaltsplatz ist zum Freßplatz hin mit abfallender Neigung (max. 10%) angelegt. Der Mist wird durch das Vieh abwärts in eine Vertiefung getreten und von dort aus täglich mechanisch aus dem Stall geschoben.

tung keine wesentlichen Eutrophierungen zu befürchten.

Langfristig deponierte Häufen werden zuweilen von Bismarratten als Wohnstätten genutzt.

Verfütterung an Rotwild

In Rotwildgehegen des Naturparks Rhön wird der Streuwiesenaufwuchs vom Rotwild teilweise als Futter angenommen (MACK 1992, mdl.).

Thermische Verwertung

Nach LANGER (1992, mdl.) und STREHLER (1992, mdl.) ist künftig eine dezentrale thermische Verwertung des Streugutes realistisch. So wird Verbrennung von Stroh, das im Brennwert ungefähr der Einstreu entspricht, beispielsweise in Dänemark praktiziert. Der Verbrennung von Biomasse wird eine vergleichsweise hohe ökologische Verträglichkeit zugeschrieben (BAYER. STAATSREGIERUNG 1992, STREHLER 1992, mdl.).

Die Investitionskosten für eine Biomasse-Feuerungsanlage sind doppelt so hoch wie für öl- oder gasbetriebene Anlagen, weshalb das Brennmaterial, z.B. Streu, nur mit geringen Preisen bezahlt werden kann.

Da Streugut nur von Herbst bis spätestens Winter als Brennstoff zur Verfügung steht, sind weitere Biorohstoffe (z.B. Hackschnitzel, Schwachholz) für die Rentabilität der Anlage unverzichtbar.

Voraussetzung für eine thermische Verwertung des Streugutes ist ein geringer Wassergehalt, der durch Augustmahd besser erzielt werden kann als durch Mahd im Oktober (schlechtere Abtrocknung). Mit Schadstoffen belastetes Material ist nicht zur Verbrennung zugelassen.

3.2 Meinungsbild

(Bearbeitet von R. Strohwasser)

3.2.1 Meinungsbild in der Landwirtschaft

Ein positiver Bezug zur Streuwiesenpflege ist nur selten allein über ökologische oder ästhetische Sichtweise herzustellen. Er ergibt sich vielmehr meist erst durch finanzielle Anreize der staatlichen Pflegeprogramme. Zusätzlich kann auch das Vorkommen sehr attraktiver Pflanzen, allen voran des Stengellosen Enzians, motivierend wirken.

Ein vergleichsweise günstiges Meinungsbild zeigt sich bei Landwirten in Regionen mit hohem Anteil an Festmistwirtschaft, in welchen auch heute noch die Streunutzung einen festen Bestandteil der bäuerlichen Wirtschaftsweise darstellt (Bsp. Werdenfels/GAP). In Regionen mit ausschließlicher Schwemmentmistung ist das Verständnis für eine museale und funktionslose Bewirtschaftung dagegen meist äußerst gering (Bsp. MN). (Zur Belastung des Meinungsbildes durch psychologische Hindernisse s. Kap. 3.4 "Durchführungsprobleme", S.271).

3.2.2 Meinungsbild im Tourismus

In der Regel ist der landschaftsästhetische, ökologische und kulturhistorische Wert der Streuwiesen den Touristen allenfalls ansatzweise bewußt. Werbewirksamer für Fremdenverkehrsprospekte scheint immer noch mehr die Löwenzahnblüte der Fettwiesen, z.T. auch der Frühsommeraspekt von Goldhaferwiesen.

Ein mehr auf Naturschutzbelange ausgerichtetes Meinungsbild im Fremdenverkehr läßt direkte günstige Auswirkungen auf das Meinungsbild in der Landwirtschaft erwarten, da besonders im Alpenvorland der Landwirt im Tourismus oftmals einen unersetzbaren Nebenerwerb gefunden hat.

Von Fremdenverkehrsbüros organisierte naturkundliche Wanderungen sowie Lehrpfade sind geeignete Instrumente, das Interesse des Urlaubers und damit indirekt das Traditionsbewußtsein der einheimischen Bevölkerung und Landwirte zu wecken.

3.2.3 Meinungsbild im Naturschutz

In der Diskussion um das Schicksal der Streuwiesen stellen sich in Naturschutzkreisen v.a. folgende Fragen:

- Wie schädlich und wie notwendig ist Grabenentwässerung (Kap. 3.4, S. 271) ?
- Ist die Eutrophierung am Grabenrand durch die Grabenfräsung tolerierbar (s. Kap. 4.2.6.1)?
- Wie schädlich ist (gelegentliche) Nutzungsumwidmung (z.B. Wechsel von Streumahd mit Futtermahd, Beweidung und Brache; s. Kap. 2.1.1.8)?
- Wie weit ist ein Wandel des Arteninventars durch frühere Mähzeitpunkte zu erwarten und wie weit ist dieser zu tolerieren (s. Kap. 2.1.1.2)?
- Wie weit ist eine agrarisch funktionslose, durch Entsorgungsprobleme und Energieaufwand belastete Pflege vertretbar (s. Kap. 3.4, S. 271)?
- Wie stark ist in Niedermooren der Nährstoffeintrag aus landwirtschaftlichen Flächen, bzw. wie stark muß dieser durch Pufferstreifen abgepuffert werden (s. Kap. 2.4.1)?
- Wie stark wirkt sich die Immissionsbelastung aus (s. Kap. 2.4.1)?
- Ist das langfristige Ablagern von Mähgut am Biotoprund vertretbar (s. Kap. 3.1.4, S. 269)?
- Wie weit ist das Betreten von Mooren und das Blumenpflücken für den botanischen und zoologischen Artenschutz von Bedeutung (s. Kap. 2.3.4 und 4.2.6.2)?
- Ist (auch angesichts der hohen Staatsverschuldung) der staatliche Aufkauf von Moorbrachen gerechtfertigt oder sollte das hierfür verwandte Geld nicht besser eingesetzt werden, um die Pflege der Brachen lukrativer zu gestalten?

Abgesehen von der Tatsache, daß die derzeitige **Hauptgefährdung "Brache"** in weiten Naturschutzkreisen offenbar völlig übersehen wird (was bei der raschen Sukzession auf vielen Brachen umso bedauerlicher ist), ergeben sich bei der Beantwortung

tung oben genannter Fragen beachtliche Diskrepanzen.

Die oftmals sehr konträren und sogar unversöhnlichen Standpunkte können hauptsächlich zurückgeführt werden auf:

- unterschiedliche fachliche Ausgangspositionen der Wissenschaftler und "Naturschützer" (Zoologen, Botaniker, für den Naturschutz interessierte Landwirte); einige Meinungen seien herausgegriffen:
 - Orchideenkundler trachten nach möglichst großflächiger und jährlicher Herbstmahd, da sie sich eine Förderung der von ihnen zum Hauptschutzgegenstand erhobenen Orchideenarten erhoffen.
 - Allgemein-Botaniker schätzen neben dem Pflanzenreichtum gemähter Wiesen auch den vegetationskundlichen Wert gewisser Brachestadien, zum Beispiel "verhochmoorender" Streuwiesen" (vgl. Kap. 2.2.1.2.7) oder der Klimaxgesellschaften (Bruch- und Moorwälder, Erlen-Eschenwälder).
 - Bryologen heben die Bedeutung kurzrasiger, nährstoffarmer, nasser Wiesen hervor. Daneben betonen sie den Wert moosreicher Brachflächen (z.B. mit Torfmoos-Aufwuchs) und von Bruchwäldern.
 - Pilzkundler heben die Bedeutung der Wälder für die Pilze hervor und verzichten in dieser Hinsicht wohl gern auf eine Pflege von Wiesen.
 - Ornithologen erstreben in der Regel neben großflächiger Mahd für die Wiesenbrüter auch große ungemähte, schilffreie Zonen zugunsten der Röhrichbrüter. Sehr wichtig ist aus ornithologischer Sicht die Unge störtheit durch Erholungs- oder Angelbetrieb.
 - Entomologen sehen die existenzielle Bedeutung einer Mahd im mehrjährigen Turnus für Heuschrecken, Schmetterlinge und viele andere Gruppen wie Fliegen, Bienen oder Wanzen.
 - Ein Teil der am Naturschutz interessierten Öffentlichkeit schließlich lehnt menschliche Eingriffe in Form von Pflege ab und gibt stattdessen der Sukzession den Vorzug. Die Pflege von Magerrasen und Streuwiesen wird als "künstlich" angesehen, die un gelenkte Sukzession im Vergleich dazu als "natürlich" und deshalb als höherwertig betrachtet. Insbesondere von Förstern wird die un gelenkte Sukzession auf Streuwiesen und Magerrasen gegenüber der Pflege häufig favorisiert (vgl. ZERLE 1992a: 517 f. und 1992b: 928).
- unterschiedliche (positive oder negative) persönliche Erfahrungen mit oben genannten Fragestellungen, z.B. durch regional andersartige Rahmenbedingungen;
- Fehleinschätzungen in nichtbiologischer Thematik (Praxis der Bewirtschaftung, historische

Bewirtschaftung, Auswirkungen bodenchemischer und hydrologischer Prozesse);

- Pflege-Ideologien des Naturschutzes (s. Kap. 3.4.6).

3.3 Räumliche Defizite in der Streuwiesenpflege

Räumliche Defizite beim Pflegevollzug der Streuwiesen in Bayern sind generell gegeben. Selbst in Naturräumen mit geringer Ausstattung an Streuwiesen (z.B. in den Landkreisen DON, A, MN, WUN) liegen diese zu großen Teilen weiterhin brach. In moorreichen Naturräumen wie dem südlichen Oberbayern und dem Allgäu muß angesichts der großen Moorareale selbst bei weiterhin steigenden Pflegebemühungen ein anhaltender Verlust ehemaliger Streuwiesen durch Brache hingenommen werden (s. Kap. 3.1.1, S. 267).

3.4 Durchführungsprobleme

(Bearbeitet von R. Strohwasser)

3.4.1 Psychologisch-soziale Hindernisse in der Landwirtschaft

Auffällig ist die Diskrepanz in der Beurteilung der Moorbewirtschaftung zwischen Landwirten verschiedener Regionen. Während "Streuwiesenbauern" die Bewirtschaftung von Naßflächen zuweilen selbstverständlich scheint, lehnen "Güllebauern" diese als unmöglich ab. Diese Diskrepanz zeigt sich gelegentlich auch zwischen Alt- und Jungbauer.

Sie hat ihre Ursachen

- im unterschiedlichen Erfahrungsschatz (verlorene Bewirtschaftungstradition);
- in der verschiedenen Bewertung der mühsamen Handarbeit, die bei der Streuwiesenwirtschaft oftmals anfällt.

Eine weitere psychologische Schwelle liegt in der Abneigung "moderner" Landwirte vor einem Rückschritt in alte Bewirtschaftungsmethoden. Eine schier unüberwindbare Abneigung haben oftmals Landwirte, die mit dem Naturschutzgesetz in Konflikt gekommen sind und angezeigt wurden.

Von manchen Landwirten wird auch angegeben, daß sie sich als Nahrungserzeuger und nicht als Landschaftspfleger ("Schmetterlings- und Froschzüchter") verstanden wissen wollen und die "nutzlose" Streumahd somit nicht in ihr Berufsbild passe.

Streuernte und Festmistwirtschaft führen außerdem gegenüber der Schwemmentmistung zu einer vergleichsweise höheren körperlichen Belastung, in die auch Bäuerinnen miteinbezogen werden. Für heiratswillige junge Frauen ist die Heirat auf einen auf Streuwirtschaft basierenden Betrieb deshalb oftmals noch weniger attraktiv als auf einen rationalisierten Hof mit Schwemmentmistung.

Zuweilen ist die Einheirat auch mit der Forderung verbunden, nicht in den Betriebsablauf eingebunden zu werden. Der Jungbauer betreibt deshalb seine Landwirtschaft in möglichst rationalisierter Form unter Umständen alleine. Festmistwirtschaft und Streuernten sind in solche Betriebe kaum einzupassen.

3.4.2 Betriebswirtschaftliche Schwellen in der Landwirtschaft

Von Landwirten wird zuweilen bemängelt, daß auf die staatlichen Förderungen durch die Naturschutzprogramme langfristig wenig Verlaß sei. Eine nähere Orientierung auf Landschaftspflege durch Anschaffung teurer spezieller Gerätschaften sei deswegen riskant.

Die betriebswirtschaftlichen Schwellen wiegen besonders in Regionen mit hoher landwirtschaftlicher Intensität, während in sogenannten Problemgebieten die Pflegesätze der Naturschutzprogramme wesentlich lukrativer erscheinen, zumal dort oft noch Einstreubedarf vorhanden ist.

3.4.3 Konfliktbereich Grabenpflege und Grabenentwässerung

Die Grabenpflege erweist sich immer wieder als besonders konfliktreiches Thema. Der Naturschutz besteht in der Regel auf Baggerung und lehnt die billigere Grabenfräsung ab (die fachlichen Hintergründe dazu sind im LPK-Band II.10 "Gräben" ausführlich beschrieben). Die Mehrkosten für die Baggerung müssen die in der Streuwiesenpflege tätigen Landwirte tragen.

Ein weiteres technisches Problem ist, daß Bagger durch ihr höheres Gewicht auf wenig tragfähigen Böden stärkere Verdichtungen erzeugen und eher versacken als die leichteren Fräsen. Auch der Abtransport des ausgebagerten, durch den hohen Wasseranteil schweren Aushubs ist auf wenig tragfähigen Böden oftmals problematisch.

Ein drittes Problem liegt in der Grabentiefe: Ehemals lag beispielsweise in der Bannwaldseeeverlandung (OAL) die Grabentiefe etwa bei einer Torfspaltenlänge (ca. 40 cm, FREUDING 1992, mdl.). Landwirte führen an, daß besonders beim Heraustransportieren des Mähgutes im Vergleich zur früheren Handarbeit durch die maschinelle Bewirtschaftung (nur diese ist bei den gegebenen Pflegesätzen diskutabel) heute eine stark erhöhte Auflast gegeben ist, der die Moorböden oft nicht gewachsen sind. Eine Tieferlegung des Grabens, insbesondere neben den Fahrtrassen, sei zur Bewirtschaftung daher notwendig. Die Tieferlegung der Gräben sei nur durch Anschaffung von Spezialbereifung vermeidbar, was in der Regel aber an den hohen Kosten (15.000 bis 20.000 DM) scheitert.

3.4.4 Mähzeitpunkt

Von Landwirten wird gelegentlich beklagt, der späte Mähzeitpunkt nach den Kriterien des Erschwerenausgleiches (frühestens 1. September)

- führe in nassen Herbstmonaten zu erhöhtem Arbeitsaufwand bei der Trocknung des Streugutes, was ärgerlich sei, wenn der August lange trocken war;
- erlaube nicht, die Bodenabtrocknung in Trockenzeiten des Augusts zur Mahd zu nutzen (nach FREUDING 1992 mdl.), wäre mit einem flexiblen Mähtermin auch die Diskussion um die Notwendigkeit verstärkter Grabenentwässerung entschärft);
- ermögliche wegen der schlechten Abtrocknung des Mähgutes (Schimmelbildung) und wegen der geringen Nährstoffgehalte keine Verfütterung.

Es ist bemerkenswert, daß die derzeitige Terminierung dagegen in festmistreichen Regionen und von maschinell gut ausgerüsteten Maschinenringen eher ohne Widerspruch akzeptiert wird als in einstreulosen Regionen.

3.4.5 Verwertung des Streugutes

Einen wesentlichen Problembereich stellt die Verwertung des Streugutes dar (s. auch Kap. 3.1.4, S. 269).

In nur wenigen Landkreisen am Alpenrand ist ausreichend Streubedarf gegeben, vielerorts wird das Erntegut nach aufwendiger und subventionsbedürftiger Kompostierung beispielsweise auf Ackerflächen entsorgt. Hinzu kommen gelegentlich weite Transportwege von Streuwiesen am Rande des Landkreises zu den zentralen Kompostierungsanlagen.

Besonders schwierig ist die Entsorgung in acker- und einstreulosen Regionen, wie z.B. größtenteils im Allgäu und im Inneren Bayerischen Wald.

Die Entsorgungsprobleme werden sich durch den vermehrten Anfall von Mähgut bei zunehmender Landschaftspflege verschärfen.

3.4.6 Dogmatismus im Naturschutz

Mittelfristige, suboptimale Nutzungsformen (Heumahd, Beweidung), die spätere Optimallösungen (z.B. thermische Verwertung) offenhalten, werden trotz des oftmals sehr hohen Pflegedefizits und der raschen Dynamik vieler Streuwiesenbrachen wegen der auf Herbstmahd fixierten "Ideologie" des Naturschutzes abgelehnt.

3.4.7 Konfliktvermeidung mit dem Bayerischen Waldgesetz beim Entbuschen brachgefallener Streuwiesen

Sind Streuwiesenbrachen soweit verwaldet, daß sich die "Gehölzbestände" geschlossen haben und zugleich aus "Waldbäumen" im Sinne des Bayerischen Waldgesetzes (BayWaldG) gebildet werden, so gilt

die Beseitigung dieser Gehölzbestände als Rodung nach Art. 9 Abs. 2 Satz 3 BayWaldG.

Von den Problemgehölzen, die auf Streuwiesen-Brachen auftreten (vgl. Kap. 2.2.1.2.1), gelten die Fichte, die Kiefer, die Esche, die Schwarz- und Grauerle, die Moorbirke (*Betula pubescens agg.*) und die Zitterpappel als Waldbäume, nicht jedoch der Faulbaum, die Grau-, Ohr-, Purpur- und Schwarzwerdende Weide (vgl. ZERLE et al.1987, Kommentar-Seiten 2-3 zum Art. 2 BayWaldG).

Haben sich die Verwaltungen auf Streuwiesen-Brachen zwischenzeitlich eindeutig zu Wäldern im Sinne des BayWaldG entwickelt, so ist zu ihrer Entfernung eine Rodungserlaubnis durch die zuständigen Behörden erforderlich!

Wenn darüber hinaus die Durchführung umfangreicher Entbuschungs- bzw. Entwaldungsmaßnahmen und deren Sinn und Zweck nicht rechtzeitig öffentlich bekanntgegeben werden, muß mit heftigen negativen Reaktionen der öffentlichen Meinung bzw. der ansässigen Bevölkerung gerechnet werden.

4 Pflege- und Entwicklungskonzept

Aus den Fakten und Bewertungen der Kapitel 1 bis 3 werden Handlungs-Anleitungen für die Umsetzung in die praktische Landschaftspflege entwickelt. Dieses Konzept für die Pflege und Entwicklung der bayerischen Streuwiesen-(Rest)Lebensräume und ihrer Kontaktbiotope stellt ein Orientierungsangebot und einen Leitfaden dar, das als Entscheidungshilfe für den in der praktischen Landschaftspflege tätigen Personenkreis gedacht ist. **Es kann und darf die jeweils an den örtlichen Verhältnissen abzustimmende Entscheidung nicht vorwegnehmen, die nach wie vor einzelfallbezogen getroffen werden muß.**

Ein bayernweites Gesamtkonzept zu den Streuwiesen-Lebensräumen stellt sich die Aufgabe, den regionenspezifischen Eigentümlichkeiten der Streuwiesen und den regionalen Lebensraumtyp-Konstellationen mit entsprechend modifizierten Aussagen gerecht zu werden. Das Verantwortungsbewußtsein um die Erhaltung der heute in vielen Regionen Bayerns hochgradig bedrohten Streuwiesen-Lebensgemeinschaften läßt sich wohl am stärksten durch die Erkenntnis festigen, daß diese Lebensgemeinschaften den Eigencharakter der Landschaften, in denen sie vorkommen, ganz erheblich mitbestimmen.

Den Ausgangspunkt bilden **Grundsätze** zur Pflege und Entwicklung der Streuwiesen-Lebensräume in Bayern (Kap. 4.1, S. 275). Auf dieser Plattform baut sich das "Allgemeine Handlungs- und Maßnahmenkonzept" auf (Kap. 4.2, S. 278). In ihm werden für Streuwiesen-Lebensräume die Entwicklungsleitbilder und Pflegeziele benannt, die den Weg für die notwendige Pflege, für Pufferung, Wiederherstellung und Neuanlage, für den Biotopverbund sowie für notwendige flankierende Maßnahmen weisen.

Schließlich werden regionale und örtliche Handlungsschwerpunkte angesprochen (Kap. 4.3 "Gebietsaussagen", S. 341).

4.1 Grundsätze

(Bearbeitet von A. Ringler)

Als Nutzungstyp sind Streuwiesen größtenteils "historisch". Das Landschaftsbild und Artengefüge einiger Großlandschaften Bayerns wird wesentlich davon geprägt.

Produktionsneutrale Pflegeaufgaben schieben sich innerhalb der Landwirtschaft unaufhaltsam in den Vordergrund. In diesem Rahmen nähert sich die Streuwiesenpflege einem zuweilen entscheidenden Wendepunkt: Aus dem Dämmer Schlaf des Überflüssigwerdens und der ökonomisch gesehen historischen Pflege heraus gewinnt sie nun eine neue Aktualität als einkommenswirksamer Handlungsbe- reich des modernen, die Lebensgrundlagen bewirtschaftenden Landwirts, als Produktionsflächen für Artenreserven, sauberes Grundwasser und land- schaftliche Schönheit.

Die folgenden Grundsätze erstrecken sich auf

- allgemeine Erfordernisse der Erhaltung und Pflege (Grundsätze 1 - 11);
- die Bewältigung naturschutzinterner Pflege- und Erhaltungskonflikte (Grundsätze 12 - 16);
- Erfordernisse der Wiederherstellung und Wiedergutmachung früherer Biotopverluste (Grundsätze 17 - 19);
- technisch-organisatorische Rahmenbedingungen (Grundsätze 20 - 21).

Sie stützen sich auf naturschutzfachliche Anforderungen.

(1) Weitere Streuwiesenverluste vermeiden! Alle verschiedenen Streuwiesentypen Bayerns erhalten!

Es dürfen keine Streuwiesen-Lebensräume mehr verschwinden, wenn die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft in Bayern in Zukunft überleben soll. Schrumpfung, Zersplitterung und Verinselung haben ein für diese Lebensgemeinschaft existenzbedrohendes Ausmaß erreicht. Jegliche Gefährdungsfaktoren, die weiterhin Zustandsverschlechterungen und Rückgänge von Streuwiesen verursachen, sind abzustellen. Das Verschwinden eines jeden regionalspezifischen Typs bedeutet für den bayerischen Naturschutz einen unersetzlichen Verlust.

(2) Keine weitere Brachen mehr! Erstpflagemöglichkeiten ausschöpfen!

Brache verursacht gegenwärtig die stärksten Flächenrückgänge von Streuwiesen in Bayern (vgl. Kap. 1.11.1). Im Vergleich zu gepflegten Streuwiesen stellen Brachezustände keine Mangelsituation dar. Einer un gelenkten Entwicklung dürfen nicht die nach der Vernichtungswelle der letzten 40 Jahre verbliebenen letzten Streuwiesen Bayerns geopfert werden! Überall wo das spezifische Artenpotential eines Kulturökosystems noch regenerierbar ist, sollten Erstpflagemassnahmen greifen.

(3) Streuwiesenpflege weiterhin in Nutzungsabläufe integrieren!

Pflege soll keine Abfälle produzieren. Biokompostieranlagen können als nur unbefriedigende Notlösungen angesehen werden. Auch um den inneren Bezug der bäuerlichen Bevölkerung zur Streuwiesenpflege zu stärken, sollte das Mähgut weitestgehend landwirtschaftlich verwertet werden. Gezielte landwirtschaftliche Investitionen und Umstellungsanreize sollten den Bedarf an Einstreu und Rauhfuttermitteln (z.B. Jungrinder, Pferde) erhöhen (vgl. PFADENHAUER 1989).

Dazu sollte unter Mitwirkung der Landwirtschaftsämter und BBV-Ortsgruppen sowie durch Auswertung der letzten Bodennutzungsvorerhebung der noch bestehende betriebliche Bedarf an Mähgut aus den Streu- und Riedwiesen wenigstens grobräumlich ermittelt werden.

In Regionen ohne Streubedarf sollte das zellulose- und ligninreiche Mähgut als Ackerdüngung oder

"nachwachsender Rohstoff" einer sinnvollen Verwendung (z.B. Energieerzeugung) zugeführt werden. Damit könnten Streuwiesen vielleicht zu einer Minimierung landschaftsfremder "Energiekulturen" beitragen.

(4) Grundsätze einer ordnungsgemäßen Pflege einhalten!

Pflege muß sich an den existenznotwendigen Bedingungen orientieren (vgl. Kap. 1.7) und darf das Ökosystem nicht schädigen.

(5) Management des Lebensraumkomplexes an der hydrologischen Rahmensituation ausrichten!

Grundlage jeder erfolgreichen Streuwiesenpflege ist die Erkundung und Berücksichtigung der hydrologischen und hydrogeologischen Abhängigkeit des Bestandes auch im Zusammenhang mit umliegenden Agrarflächen. Die Dimensionierung und Nutzungslimitierung der zugeordneten "Pufferzone" hat sich an der Art der Wasserzufuhr zu orientieren: Schichtquellen aus dem Untergrund, Punktquellen, gespannte Druckquellhorizonte, Oberflächenvernetzung, Kommunikation mit Bach oder Flußwasserspiegel, Überflutungsregime usw. bedingen völlig unterschiedliche Wassereinzugsgebiete bzw. Düngerrestriktionen im Umfeld.

(6) Naturräumlich oder bayernweit seltene Streuwiesentypen und Streuwiesen mit besonderem ästhetischen Wert vorrangig pflegen!

Zu den absoluten Pflegevorrangflächen gehören Streuwiesenüberreste, die vom naturraumüblichen Typ aufgrund lokaler (hydro)geologischer oder biogeographischer Besonderheiten deutlich abweichen. Hier erzeugt weiteres Gewährenlassen bereits eingeleiteter Sukzessionsvorgänge und schleicher Eutrophierung zwar nicht unbedingt bedeutungslose, aber weniger singuläre und weniger artenschutzbedeutsame Lebensräume. Beispiele hierfür sind:

- Davallseggenrieder im Grundgebirge (z.B. aufgrund tertiärer Einlagerungen oder Metabasit-Marmor-Inseln)*;
- Kopfbinsenfragmente in Quellnischen des Altraufs (z.B. bei Scheßlitz-Giechburg/ BA und östlich Erlangen), des Tertiärhügellandes (z.B. FS, PAF und AIC**, der Altmoränengebiete (z.B. Kirchdorf bei Haag/ MÜ sowie Taing, Schnauppung und Loipfing/ ED);
- Kiessteinbrech-Schwarzkopfbinsen-Fluren in Auenrinnen der Oberen Isar (TÖL);
- Quellsteinbrechfluren an Gießern der mittleren Lechauen (A)***.

Hohen Pflegeanspruch haben ferner bayernweit oder regional nur noch in wenigen Restflächen überkommene Vegetationstypen wie z.B.

- Orchideen-Kopfbinsenried (ORCHIO- SCHOENETUM NIGRICANTIS),
- Subkontinentale Stromtalwiesen (CNIDION),
- *Carex buxbaumii*- Gesellschaft,
- Zypergras-Gesellschaft (CYPERETUM FLAVESCENTIS).

Man beachte dabei aber den Grundsatz (16) !

In noch verhältnismäßig streuwiesenreichen Regionen sollten bei beschränkter Pflegekapazität vorrangig die besonders blumenreichen Flächen mit besonderer Bedeutung für das Landschaftsbild gepflegt werden !

(7) Hochwertige Arten erfordern besondere Rücksichtnahme!

Das Vorkommen hochwertiger bzw. sehr seltener Arten kann besondere Anpassungen des Managements erfordern. Insbesondere Pflegezeitpunkt und -umfang sind zumindest auf Teilflächen auf solche Arten hin abzustimmen. Die Pflege und Gestaltung einzelner Streuwiesen-Lebensräume kann jedoch niemals den Ansprüchen aller hochwertigen Arten gleichermaßen gerecht werden. In jedem Fall Vorrang haben müssen nach der Roten Liste "stark gefährdete" und "akut vom Aussterben bedrohte" Arten.

(8) Pflege nicht um jeden Preis!

Pflegemaßnahmen sind unnötig oder sogar schädlich, wenn:

- sich die Vegetation auf lange Sicht nicht oder nur geringfügig verändern wird, weil sie natürlich oder nahezu natürlich ist (z.B. in primären Kalkflachmooren);
- Streuwiesenbrachen sich zu Torfmoos- Mooren entwickeln;
- die Fortführung oder Wiederaufnahme einer Pflege dem Standort mehr Schaden zufügt als Nutzen für den Artenschutz bringt (z.B. sehr nasse, nicht tragfähige Quellmoore und Verlandungszonen, Schlenkenkomplexe).

(9) Strukturvielfalt in Streuwiesen-Lebensräumen erhalten!

Eingelagerte, die Standortvielfalt erhöhende Kleinstrukturen sollen nicht zugunsten einer leichteren maschinellen Pflegbarkeit beseitigt werden. Bultige Erhebungen, niedrige Gebüsche, Flutrinnen bzw. -mulden usw. stellen nicht nur eine ästhetische Bereicherung dar, sondern sind unverzichtbare (Teil-) Habitate für eine Vielzahl lebensraumtypischer Tier- und Pflanzenarten.

* So etwa das Schuttholzer Moor (DEG), das winzige "Kalkflachmoor" im Devonkalkeinflußbereich am Eichelberg bei Hof, Quellmoore im Raum Kirchenlamitz (WUN) oder bei Kirchdorf (PA).

** Vgl. z.B. das Silberbrünnl westlich Aichach als vorgeschobener Reliktposten einiger Alpenpflanzen (HIEMEYER 1978) oder gar die nurmehr wenige Quadratmeter großen, bultig verfilzten, z.B. von Pappelkulturen oder Teich und Wochenendanlagen eingeengten PRIMULO-SCHOENETUM -Reste am Windsberg bei Freinhausen (PAF) oder bei Haag a. d. Amper (FS).

*** Hier geht es allerdings nicht um Innen- sondern Außenpflege (Umlenkung des Erholungsbetriebes).

(10) Streuwiesen nicht isoliert, sondern im Verbund mit anderen Lebensraumtypen pflegen und entwickeln!

Für zahlreiche Tiergruppen sind Streuwiesen "nur" Teilhabitate. Für viele Tierarten können andersartige Kontaktbiotope die verlorengegangene Flächengröße, -integrität und Bestandsqualität der Streuwiesenreste ausgleichen. Zur Stabilisierung der Populationen gebietspezifischer Tier- und Pflanzenarten ist nicht nur eine Pufferung bzw. Erweiterung kleiner Streuwiesen-Restflächen erforderlich, sondern auch ein räumlicher Kontakt zu weiteren gleichartigen Beständen und Ergänzungslebensräumen wie z.B. Gewässer, Magerrasen, Bruchwälder, Torfstiche, Übergangs- und Hochmoore. Im Vorfeld solcher Biotope bzw. als Glied übergreifender Lebensraumkomplexe ist die Pflege der Streuwiesenanteile besonders dringlich und sorgfältig auszuführen.

(11) Ökotonen besondere Aufmerksamkeit bei der Pflege schenken!

Die Übergangszonen zu andersartigen Biotoptypen (z.B. Magerrasen, Verlandungszonen) nehmen als Lebensraum oder Teillebensraum für hochwertige, heute stark gefährdete Tier- und Pflanzenarten eine Schlüsselrolle ein. Die Zusammenfassung beider Lebensraumtypen zu einer aufeinander abgestimmten "Pflege-Einheit" mit differenzierter Behandlung und der Abbau von Strukturen mit Barrierecharakter zu den Nachbarlebensräumen optimiert bzw. vergrößert die Lebensräume dieser Arten.

(12) Auf die Erhaltung geo(morpho)logischer Besonderheiten innerhalb von Streuwiesen achten!

Innerhalb von Streuwiesen-Lebensräumen gelegene Geotope (z.B. Kalktuff- und -sinterbänke, Buckelrelief, Quelltrichter, Quellkuppen, Findlinge) sollen als erdgeschichtliche Zeugnisse bei Pflegemaßnahmen unversehrt erhalten bleiben.

(13) Vegetationspflege ersetzt nicht die Sanierung interner Wasserhaushaltsstörungen!

Nach dem Blick ins Umfeld (siehe Grundsatz 3) fällt der zweite Blick auf die internen hydrologischen Verhältnisse. Lassen sich Störungen erkennen (z.B. starke Entwässerungen, vgl. Kap. 2.3.3), so sollte deren Behebung angestrebt werden, bevor eine unangemessene Vegetationspflege fortgeführt oder begonnen wird. Grundsätzlich sollte eine hydrologische Renaturierung den Vorrang vor Gesichtspunkten der Betret-, Befahr- und damit "Pflegbarkeit" haben.

Besonders wichtig ist die Einschätzung der Störwirkung vorhandener (Rand-) Gräben. Ist anhand der Pflanzenbestände ein Absinken der Grundwasseroberfläche beiderseits des Grabens (oder Dräns) zu beobachten, so sollte dieser streuwieseninterne Absenkrichter durch Pflegeverzicht oder Einstau des Grabens - das Einverständnis des Grundeigentümers vorausgesetzt - regeneriert werden. Erstreckt sich dagegen die Grundwasserabsenkung horizontal über die Streuwiese hinaus, so ist eine Wasserhaus-

haltungssanierung kaum in der Fläche selbst, sondern allenfalls durch weitreichende Extensivierung möglich.

(14) Keine zusätzlichen Entwässerungen zur Pflegeerleichterung!

Verschiedentlich wurden in den letzten Jahren Genehmigungen zu erneuter, tieferreichender Entwässerung pflegebedürftiger Streuwiesen (brachen) erteilt. Eine Erleichterung der maschinellen Pflege rechtfertigt indes nicht den Neu- und Ausbau von Hauptentwässerungsgräben auf Kosten der Standortqualität. Andererseits sollte Streuwiesennutzung und -pflege praktikabel sein, was den Unterhalt bestehender Grabensysteme einschließt.

Zusätzliche Entwässerungen zur Pflegeerleichterung sollten nur nach gutachterlicher Prüfung der Einzelfälle gestattet werden. Dabei ist darauf zu achten, daß bei Grabenräumungen die ehemaligen Grabenprofile (Sohllentiefe, Breite) nicht überschritten und diese vor der Räumung genau erkundet werden.

Ohne diese Vorerkundung läßt sich der Nachweis, daß eine erneute Grabenräumung nicht über die ursprüngliche Sohllentiefe hinausgeht, kaum je erbringen.

(15) Beweidung als Alternative zu Brache in streuwiesenreichen Gebieten auf tragfähigem Untergrund nicht von vornherein ausschließen!

Auch wenn die seit den 80er Jahren zunehmende Tendenz, Streuwiesen mit Rindern zu beweiden, eine Vielzahl von Beständen durch Tritt und Eutrophierung durch zusätzliche Düngung irreversibel zerstört hat, soll in bestimmten Fällen eine extensive Form dieser Bewirtschaftungsweise weiterhin zur Diskussion gestellt werden. Neben den Gebieten, wo sich alte genossenschaftliche Rinderweiderechte in Nieder- und sogar Hochmoorlandschaften nicht ablösen lassen, kommt eine extensive Beweidung bereits brachgefallener, durch Mahd kaum pflegbarer Flächen mit durchschnittlichem bis mäßigem Arteninventar in Frage, die ihren Offenlandcharakter bewahren sollen. Um die floristisch-faunistische Ruderalisierung und die indirekten Beeinträchtigungen möglichst gering zu halten, sollte auf eine dem begrenzten Aufwuchs angemessene Bestoßzahl, möglichst kurze Weidezeiten sowie einen völligen Düngerverzicht hingewirkt werden.

(16) Die Pflege des Außerordentlichen sollte nicht gegen Windmühlen kämpfen!

Sind die Standortbedingungen irreversibel degradiert, so erübrigt sich die Pflege noch als Überhälter dahinvegetierender Seltenheiten. Dieser allgemeingültige Grundsatz wird bei Streu- und Riedwiesen besonders betont, weil hier ein gewisser "Don Quijote-Effekt" zu beobachten ist, wenn endgültiges Aussterben liebgeordneter Raritäten durch übermächtige, irreversible Standortveränderungen nur noch eine Frage von wenigen Jahren sein kann.

(17) Streuwiesenpflege an ausläuferbildenden, unduldsamen Gehölzen, Brachegräsern und Hochstauden orientieren!

Um bereits gestörte Bestände vor einer weiteren Degradation bzw. schleichenden Totalzerstörung zu bewahren, sollen hier Pflegeverfahren gewählt werden, die vor Ort auftretende Problemarten (insbesondere *Calamagrostis epigejos*, *Solidago gigantea*, *Frangula alnus*) auf Dauer wirksam zurückdrängen, um den Charakter des Streuwiesen-Lebensraums an sich zu erhalten. Dazu gehört neben einer Sanierung des Wasserhaushalts (vgl. Grundsätze 13 und 14) ein angepaßtes Vegetationsmanagement in Verbindung mit einer Effizienzkontrolle. Eine Grenze für ein derartiges Vorgehen setzt allerdings Grundsatz (16).

(18) In Streuwiesen-Defizitgebieten auch kleine Restflächen in die Pflege- und Entwicklungsplanung einbeziehen!

In Gebieten mit nur noch wenigen, stark zersplitterten Streuwiesen-Reliktflächen, die aufgrund ihrer Isolation vom völligen Verschwinden bedroht sind, müssen auch Kleinstbestände bei der Pflege- und Entwicklungsplanung berücksichtigt werden. Solche Restflächen beherbergen nicht selten noch erhebliche Anteile der Streuwiesen-Artengarnitur. Bei Verlust solcher letzter Restposten ist die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft nicht mehr regenerierbar. Derartige Fragmente sollten zumindest auf die Größenordnung der Mindestpflegbarkeit (vgl. Kap. 2.4.2) erweitert werden (Wiederherstellungsmaßnahmen auf den umrahmenden Flächen).

(19) Standortfremde Aufforstung vor allem in intakten Streuwiesen-Gesamtlebensräumen und walddreichen Gegenden verhindern!

Je nasser der Aufforstungsstandort, desto unsicherer der Holzertrag, desto höher aber auch das Regenerationsvermögen der von Aufforstungen befreiten Streuwiesenteile.

Breiten sich um eine aufgeforstete Teilfläche noch wenig vorentwässerte, d.h. besonders wertvolle Streu- und Riedwiesen aus, so ist die biologische Pumpwirkung der Anpflanzung auf die Umgebung, die durchaus einem kleineren Graben gleichkommen kann, schädlich und unerwünscht. Dabei entwickeln Laubgehölze bereits in den ersten Jahren eine deutlich höhere Pumpleistung als Fichten.

Die Beseitigung zur Erholung der Bodenvegetation ist bei Fichten- bzw. Pappelkulturen (Nadelstreu mit nachfolgenden Kahlschlageffekten bzw. Nährstoffkonzentration an der Oberfläche) dringlicher als bei lockeren Erlenpflanzungen. In bereits sehr walddreichen Erholungsgebieten (Mittelgebirge, Teile des Alpenvorlands) kann im Einzelfall der Erlebniswert mit jeder Forsträumungsfläche an markanten Blickachsen (z.B. Hangmoore an der Talflanke oder an den Anfängen von Wiesentälern) steigen.

(20) Torfstechen, Abplaggen u.ä. nicht auf Streuwiesenflächen vornehmen! Degradierete Nachbarflächen bevorzugen!

Mit den genannten Maßnahmen, die Bestandteil der traditionellen Moornutzung waren, lassen sich aus

degradierten naturnähere Lebensräume regenerieren. Heute ist die Streuwiesenfläche so stark geschrumpft, daß solche für den Artenschutz an sich sinnvollen Maßnahmen in angrenzenden Nachbarflächen mit nur mäßiger bis geringer aktueller Artenschutzbedeutung erfolgen sollten. Dazu gehören in erster Linie aufgedüngte Moorwiesen, Äcker und Forsträumungsflächen.

(21) Pflegemodus nach Möglichkeit an die traditionelle Nutzung anlehnen!

Bei der Auswahl unterschiedlicher Pflegemöglichkeiten für eine Fläche sollte stets eine der traditionellen Nutzung nahestehende Pflegeform bevorzugt werden. Auf diese Weise lassen sich sowohl bestimmte Kultur- und Landschaftstypen am besten erhalten als auch Artenschutzziele gut verfolgen.

4.2 Allgemeines Handlungs- und Maßnahmenkonzept

Das Allgemeine Handlungs- und Maßnahmenkonzept konkretisiert die vorstehenden Grundsätze zur Landschaftspflege der Streuwiesen-Lebensräume.

Zunächst werden für verschiedene "Grund-Typen" von Streuwiesen-Lebensräumen Leitbilder, Pflege- und Entwicklungsziele entworfen und erarbeitet (vgl. Kap. 4.2.1). Anschließend werden zur Pflege der Streuwiesen-Lebensräume jeweils kurz begründete Empfehlungen ausgesprochen (vgl. Kap. 4.2.2, S. 301), wobei das Schwergewicht den Pflegehinweisen gilt, die sich auf die Erhaltung und Gestaltung des gesamten Lebensraumes beziehen ("Bestandespflege"). Darüber hinaus werden auch Pflegehinweise zu ausgewählten Pflanzen- und Tierarten sowie zu den Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen-Lebensräume vermittelt.

Die folgenden Kapitel enthalten Empfehlungen und konzeptionelle Anregungen zur Thematik "Pufferung" (Kap. 4.2.3, S. 325), "Wiederherstellung und Neuanlage" (Kap. 4.2.4, S. 327), "Vernetzung und Biotopverbund" (Kap. 4.2.5, S. 334), die sich aus den Schlußfolgerungen zu den gleichnamigen Kapiteln des Kapitels 2 dieses Bandes ergeben. Den Abschluß des "Allgemeinen Handlungs- und Maßnahmenkonzepts" bildet eine Übersicht über erforderliche "Flankierende Maßnahmen" (Kap. 4.2.6, S. 338) zur Pflege und Entwicklung der Streuwiesen-Lebensräume.

4.2.1 Leitbilder, Pflege- und Entwicklungsziele (Bearbeitet von B. Quinger, U. Schwab und A. Ringler)

Die Ausgestaltung eines Zimmers sollte stets auf das ganze Haus und das Gesamtinventar abgestimmt sein. Ganz ähnlich ist das Verhältnis eines Streuwiesenflurstücks bzw. einer Pflegefläche zum Gesamt-lebensraum und zur umgebenden Landschaft. Pflege und Entwicklung eines Flächenbausteins kann erst dann richtig sein, wenn sie sich widerspruchsfrei in ein größeres Gefüge eingliedert. Die Basis jedes Pflegekonzepts bilden daher Leitvorstellungen für

die verschiedenartigen Niedermoor- und Streuwiesenlandschaften. Sie bestimmen:

- Anteile und räumliche Zuordnungen von Pflege-, Brache-, Gehölz- und Pufferflächen;
- den Mindestbedarf an Renaturierung ehemaliger Niedermooranteile;
- das notwendige Hydromanagement, das ja nur parzellenübergreifend sinnvoll geplant werden kann.

Nicht zuletzt liefern solche Leitbilder die Basis für die Koordination der verschiedenen Maßnahmen-träger innerhalb der betreffenden räumlichen Entwicklungseinheit und für eine konfliktfreie Anwendung der verschiedenen Förderprogramme (vgl. Kap. 3.1).

Die Leitbilder formulieren zunächst einige übergreifende Grundanforderungen (Leitbilder 1 und 2), spezifizieren diese anschließend für Streuwiesen- bzw. Landschaftstypen (Leitbilder 3- 14).

4.2.1.1 Allgemeine Leitbilder zur inneren Pflegestruktur von Streuwiesenkomplexen

Über Grenzen verschiedener Streuwiesen- und Niedermoorstypen hinweg, sollen Grundmuster bestimmter Lebensraumbausteine angestrebt werden. Dieses Grundmuster wird "innere Pflegestruktur" genannt. Es beantwortet die Fragen:

- Welche Bausteine sind notwendig ?
- Welche Zuordnung (Konfiguration) erfüllt die vielfältigen biotischen, abiotischen und ästhetischen Funktionen am besten ?

Die bewußt schematische Darstellung macht deutlich, daß die Grundmuster örtlich immer wieder anders ausgestaltet werden sollten und daß nur Grundprinzipien augenfällig gemacht werden sollten. Die aufgezeigten Gestaltungsziele können beispielsweise folgendermaßen umgesetzt werden:

A) Pflegestruktur +/- ebener Pfeifengras-, Kleinseggen- und Steifseggen-Streuwiesen (Leitbild 1)

(s. Abb. 4/1, S. 280)

Innenbereiche:

- Ausreichend großer, offener Kernlebensraum (Minimum 100 m im Durchmesser);
- eingelagerte Gebüschgruppen bzw. Röhrichtbestände bis zu einem Deckungsgrad von 10% im Regelfall; wenige konzentrierte, eher langgezogene Gebüschgruppen sind zahlreichen Einzelgehölzen vorzuziehen;
- Nebeneinander jeweils im Vorjahr gemähter und ungemähter Teilflächen (etwa im Verhältnis 3:1 bis 4:1);
- schmale, saumartige Röhricht-, Hochstauden- bzw. Großseggenstreifen insbesondere entlang flacher, kaum entwässerungswirksamer Gräben;
- nasse Mulden, z.B. in Form eingelagerter kleiner Gräben oder Quellfluren, mit lückenhafter,

moosreicher Vegetationsdecke (vor allem im zentralen Bereich);

- Toleranz schwach eutrophierter Randstreifen (mit Nährstoffzeigern), möglichst nicht mehr als 10% der Gesamtfläche deckend.

Randbereiche:

- Buchtiger, unscharf festgelegter Rand der regelmäßig gepflegten Fläche;
- direkt angrenzende, ungenutzte Hochstauden-, Großseggen- oder Röhrichtbestände wenigstens zu einem Drittel gehölzfrei;
- mehrere Meter breite ungedüngte Streifen außerhalb der eigentlichen Streuwiese im Übergangsbereich zum (nur mäßig intensiven) Grünland als Schmalpuffer gegenüber unmittelbaren Nährstoffeintrag.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Die offenen Bereiche eines Pfeifengras-Streuwiesen-Lebensraumes sollten unterschiedliche Mahd-Managements aufweisen (vgl. Kap. 2.1.1.1 und 2.1.1.2), die durch die Anwendung der Kontrollierten Brache und der Rotationsmahd erzeugt werden können (vgl. Kap. 2.1.1.8). Das Nebeneinander

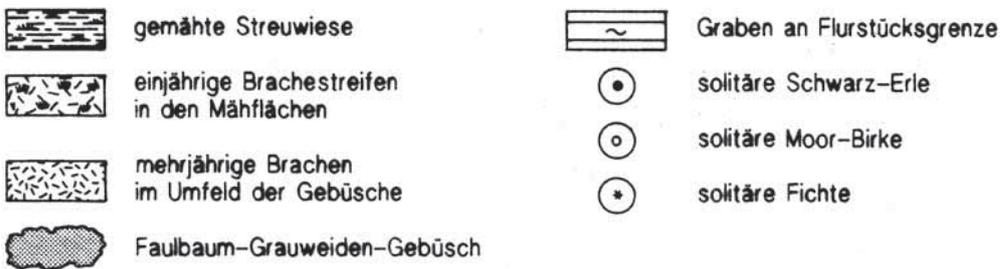
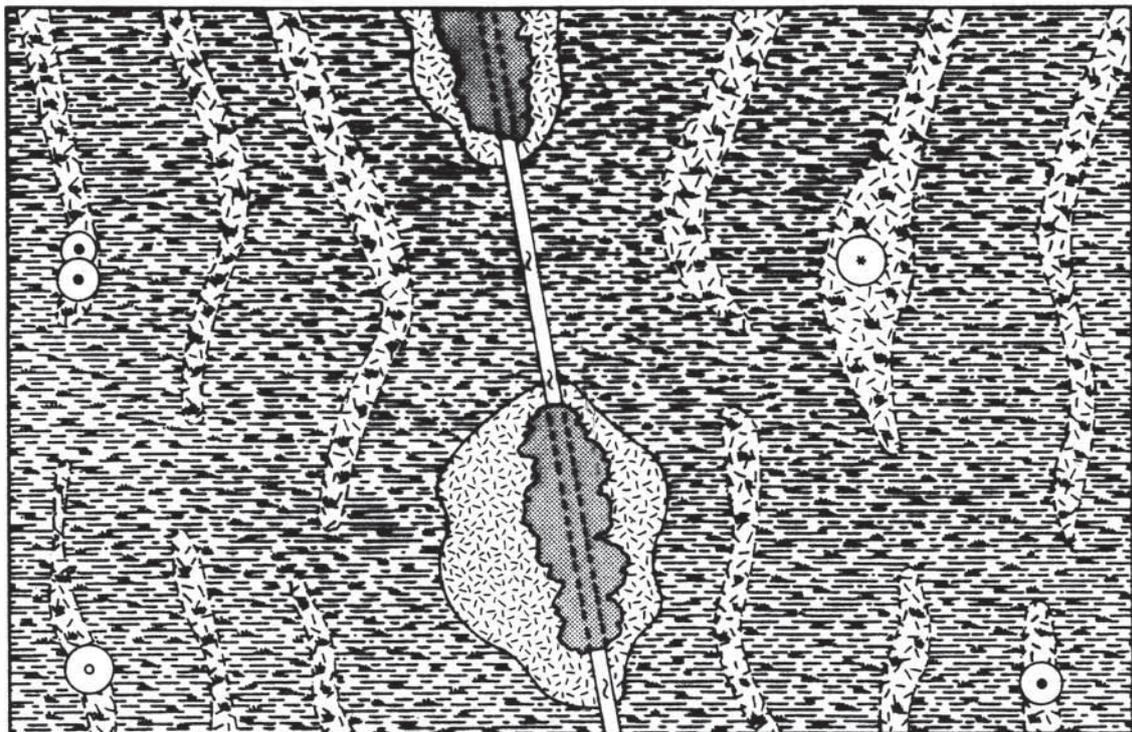
- von regelmäßig alljährlich im Herbst gemähten Flächen,
- einigen im Spätsommer gemähten Flächen
- sowie von offenen Brachen unterschiedlichen Alters

fördert nicht nur jeweils die Arten, die von den einzelnen Strukturen besonders profitieren, sondern eröffnet darüber hinaus solchen Kleintierarten Lebensmöglichkeiten, die als Biotopkomplexbewohner auf unterschiedliche Strukturen innerhalb eines Streuwiesen-Lebensraumes angewiesen sind.

Das Auftreten verhochstaudeter Bracheinseln und von Gebüschgruppen erzeugt Habitatstrukturen, wie sie von einigen streuwiesenbewohnenden Insektenarten sowie von Vogelarten wie dem Braunkehlchen (vgl. Kap. 1.5.2.2) benötigt werden.

Handlungsbedarf:

- Grundwasserabsenkende Vorfluter im Streuwiesengebiet sanieren;
- ab ca. 0,5 ha Streuwiesengröße rotierendes Pflegesystem (Mahd auf Teilflächen alle 3 bis 5 Jahre);
- unter 0,5 ha im Regelfall auf Rotation verzichten;
- auch angrenzende gehölzarme Brachestadien nach Möglichkeit abschnittsweise in Mahdregime einbeziehen (Variation der möglichst buchtigen Mähgrenze bei jedem Pflegegang)! Dadurch wird zu starke Verschilfung und Verbuschung in den Kontaktlebensräumen unterbunden;
- Biologischen Bedarf an Sukzessionsgebüsch und Feuchtwäldern aus vorhandenen Beständen bzw. auf Renaturierungsflächen, nicht innerhalb noch intakter oder rückführbarer Streuwiesen decken !



SCHNITT

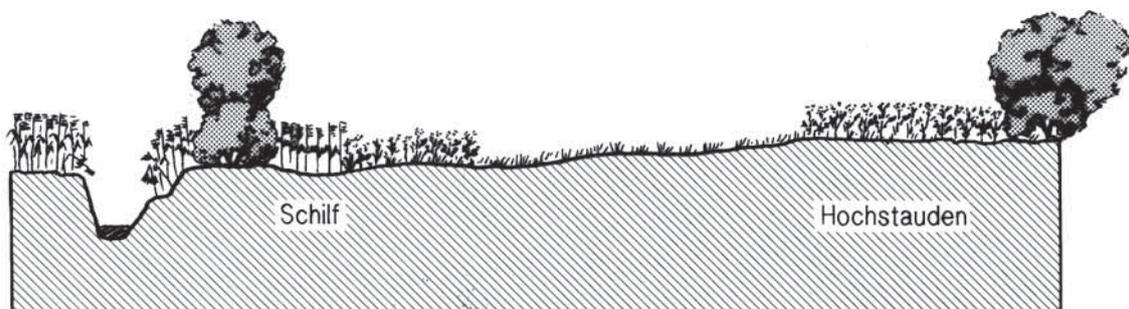
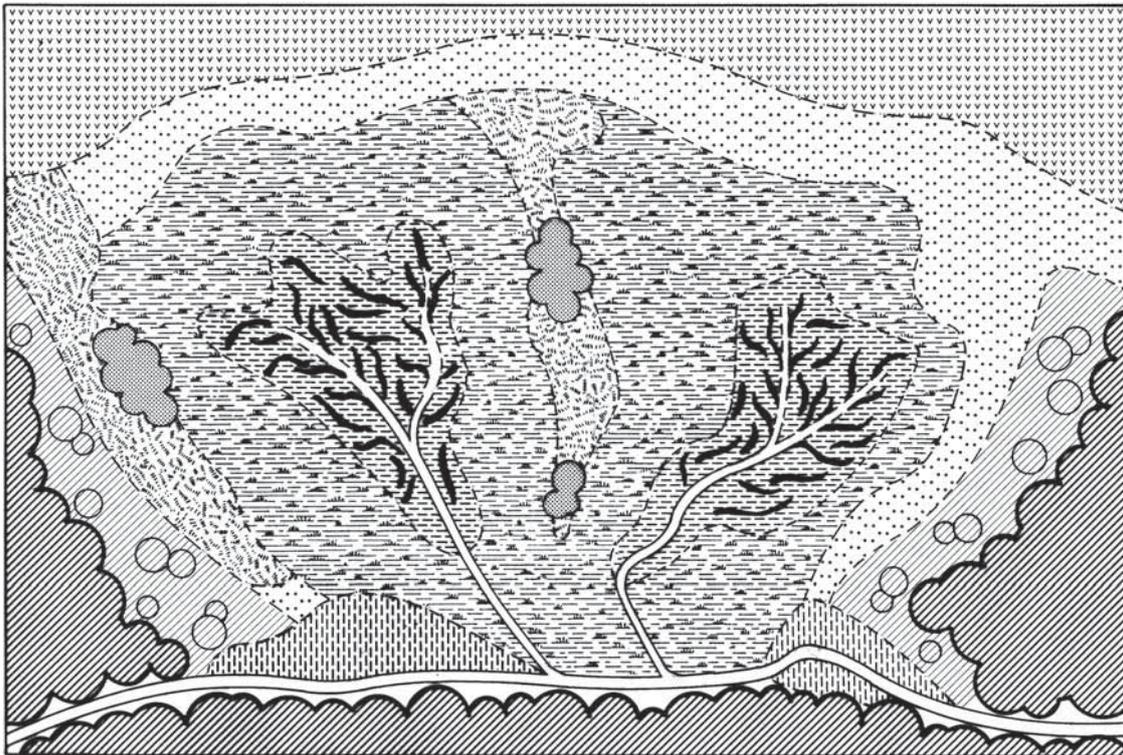


Abbildung 4/1

Leitbild 1: Innere Pflegestruktur von +/- ebenen, zusammenhängenden Pfeifengraswiesen-Lebensräumen; Erläuterung s. vorhergehenden Text.



	kurzrasige Kleinseggen- und Kopfbinsenrasen		Schilfröhrichte
	nasse Pfeifengraswiesen		Gehölz-Gruppe (Frangula alnus, Salix spec.)
	Hangrippen mit trockenen Pfeifengraswiesen, Halbtrockenrasen		unscharf entwickelte Waldrand-Zonierung
	extensiv genutztes Weidegrünland		Laubmischwald, z.T. nasse Quellmischwälder
	schlenkenreiche Quellaustrittsbereiche, Rieselbahnen, Rieselflächen		Bachlauf

Abbildung 4/2

Leitbild 2: Innere Pflegestruktur eines Hangquellmooses mit Quellfluren; Erläuterung s. nachfolgenden Text.

B) Pflegestruktur eines Hang-Quellmooses (Leitbild 2)

(s. Abb. 4/2, S. 281)

Innenbereiche:

- Kernlebensraum offen, mit einzelnen Gebüschchen auf den Hangrippen;
- möglichst großflächige niedrigwüchsige Kopfbinsen- und Kleinseggenrasen;
- eingelagerte Sickerquellen und Rinnsale in möglichst naturnahem Zustand;
- kurzrasige, nicht verfilzte trockene Pfeifengraswiesen (z.B. CIRSIO-MOLINIETUM) und Halbtrockenrasen auf den Hangrippen;
- ebenso große, nahtlos an die Kernfläche anschließende Erweiterungsflächen, möglichst auf grundwasserbeeinflusstem Untergrund: gering

verbuschte Hochstaudenfluren, Röhrichte und Großseggenrieder.

Randbereiche:

- Enge Verzahnung der Streuwiese mit den (naturbetonten) Kontaktlebensräumen, z.B. Bachuferfluren, Magerrasen;
- hügelseitige Umrahmung des Hangstreuwiesenkomplexes mit dichten Gebüschstreifen, (ungedüngten) Staudenfluren oder naturnahem Laubwald, zumindest aber extensivierten Oberhängen.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Eine kurz- und lockerrasige Struktur der Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder in den Innenbereichen soll die Konkurrenzverhältnisse zugunsten niedrigwüchsiger Rosettenpflanzen verlagern (vgl. Kap. 2.1.1.1 und 2.1.1.2). In den hydraulisch unversehr-

Tabelle 4/1

Zuordnung der Leitbilder (LB) 3 mit 14 zu großen Landschaftseinheiten und deren Kurzcharakterisierung

LB	Raumeinheiten	Charakterisierung
3 4 5 6	Streuwiesen-Lebensräume der voralpinen Seebecken und flußbegleitenden Talräume	Große Mooregebiete in den Stamm- und Zweigbecken des Voralpinen Hügel- und Moorlandes mit wenigstens in den Niedermoor-Kerngebieten ausgedehnten Seeried-Streuwiesen und weiteren naturbetonten Feuchtlebensräumen
7 8	Streuwiesen der Grundmoränen-Landschaften	Kleinere bis mittelgroße, mehr oder weniger in Kontakt zueinander stehende Vermoorungen des Hügellands mit eher kleinteiligem Nutzungsmuster
9 10	Kalkreiche Hangquellmoore, Schichtquellsümpfe und Quellfluren	Meist kleine, örtlich gehäuft auftretende Hang-Streuwiesen in Hügellandschaften vor allem des Alpenvorlands
5, 8 12	Streuwiesen der Niederterrassenmoore	Mittlere bis große, fast vollständig kultivierte Niedermoores des nördlichen Alpenvorlands mit kleinen, vorwiegend degradierten und zersplitterten Streuwiesen-Reliktfächen
13 14	Streuwiesen der Mittelgebirge	In relativ naturbetonte Lebensräume eingebettete, überwiegend kleine, vorwiegend basenarme Streuwiesen

ten Sickerrinnen und Rieselbahnen werden durch eine kurzrasige Struktur Orchideen-Arten wie *Spiranthes aestivalis* oder *Liparis loeselii* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) begünstigt. Eine offene, besonnte Struktur der Quellaustrittsbereiche begünstigt Insektenarten wie die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) oder den Kleinen Blaupfeil (*Orthetrum caerule-scens*).

In den breit ausgebildeten und nur in Abständen von mehreren Jahren gemähten Randzonen sollen Spätblüher Ansammlungsmöglichkeiten erhalten sowie die Ansprüche von Streuwiesen-Insektenarten erfüllt werden, deren Larven auf Bracheinseln angewiesen sind wie zum Beispiel der Abbiß-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*) (vgl. Kap. 1.5.2.4 und 2.1.1.1).

Allgemeiner Handlungsbedarf:

- hydraulische und trophische Pufferung des Hangquellmoores v.a. in den oberseitigen Bereichen (vgl. Kap. 4.2.3, S. 325);
- in den Innenbereichen regelmäßig (jährlich oder zumindest im 2-jährigen Turnus) mähen;
- in den Randzonen Kontrollierte Brache anwenden.

4.2.1.2 Leitbilder, Pflege- und Entwicklungsziele für bestimmte Streuwiesen- und Niedermooertypen

Für die bayerischen Landschaftseinheiten mit den bedeutendsten Streuwiesenvorkommen werden möglichst allgemein anwendbare Leitbilder entworfen, Entwicklungsideale formuliert und der (kurzfristige) Handlungsbedarf umrissen. Tab. 4/1 (S. 282) liefert eine Zuordnungsübersicht der einzelnen Leitbilder zu fünf voneinander unterschiedenen Landschaftseinheiten. Die in Bayern vorkommenden landschaftlichen Einbindungs-Situationen von Streuwiesen können damit natürlich nicht vollständig wiedergegeben werden; die Leitbilder sollen vielmehr modellhaften, orientierenden Charakter haben. Eine Übertragung auf konkrete, regionale Landschaftseinheiten, ggf. mit weiterer Detaillierung, geschieht in Kap. 4.3 (S. 341).

Die Aufstellung der Leitbilder ist in folgenden Schritten vorgenommen worden:

- Analyse des Biotop- und Nutzungsmusters einer Raumeinheit;
- Analyse derzeitiger räumlicher und struktureller Defizite sowie landschaftsökologischer Beeinträchtigungen;
- Flächen- und Strukturansprüche streuwiesentypischer Lebensgemeinschaften;

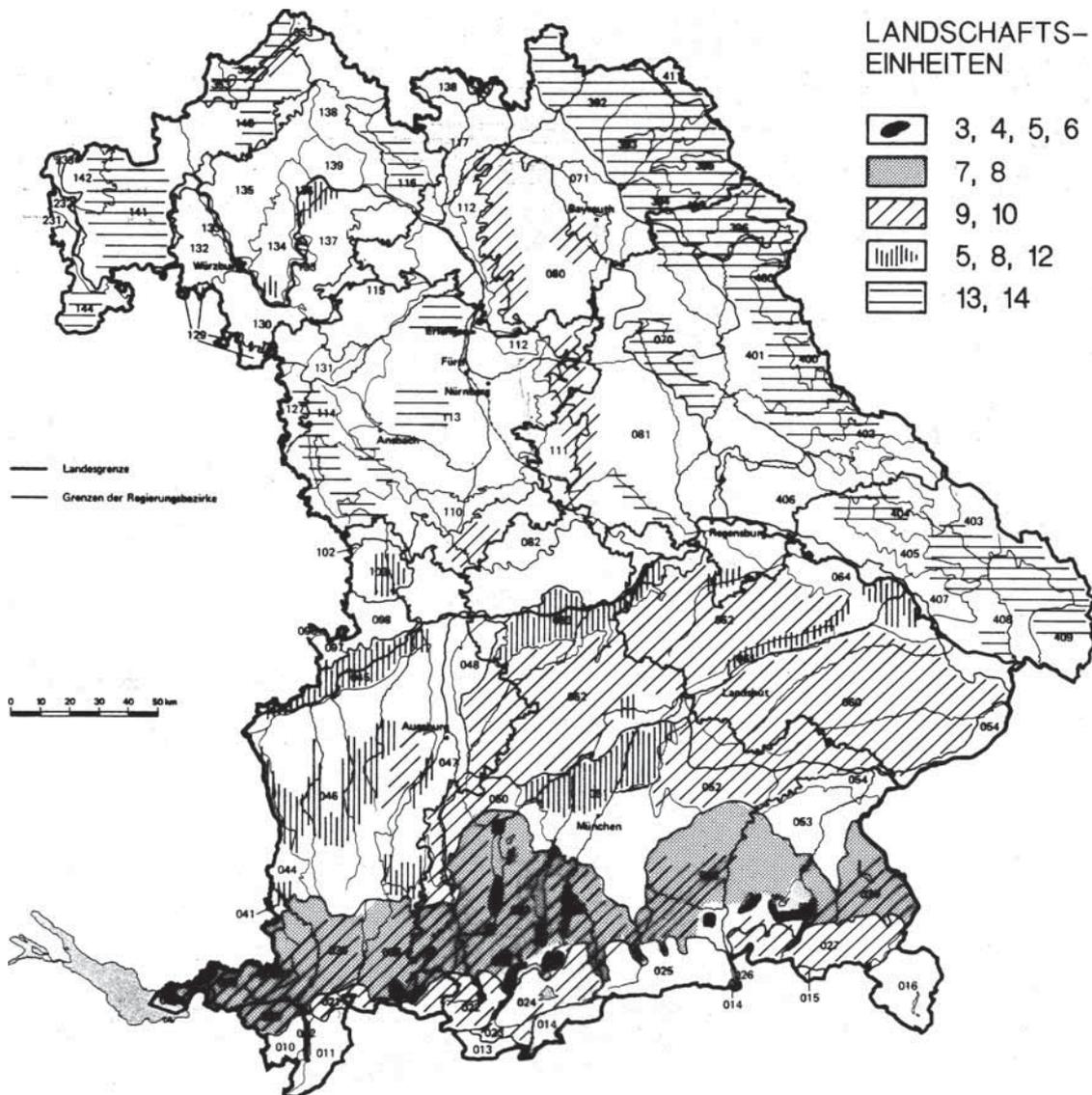


Abbildung 4/3

Räumliche Anwendungsbereiche der Leitbilder 3 bis 14

- Möglichkeiten der Erweiterung von Streuwiesen-Lebensräumen durch Pflegeausweitung auf Brachflächen und Renaturierung landwirtschaftlich intensiv genutzter und in ihrem Wasserhaushalt stark gestörter Flächen;
- Möglichkeiten des Lebensraumverbunds von Streuwiesen über standörtlich geeignete flächenhafte und Linearstrukturen;
- Entwicklung eines idealisierten Landschaftsbildes.

Übergeordnetes, flankierendes Entwicklungsziel ist die Minimierung des Pflegeaufwands und Entsorgungsproblems, möglichst durch ökonomische Förderung der Festmist-Stallhaltung und thermischen Verwertung in allen streuwiesenreichen Gebieten.

In folgender Bayern-Übersichtskarte (Abb. 4/3, S. 283) sind die Gebiete gekennzeichnet, in welchen die Leitbilder 3 mit 14 Anwendung finden können.

4.2.1.2.1 Streuwiesen-Lebensräume der Seebecken und flußbegleitender Talräume des Voralpinen Hügel- und Moorlandes und der Alpen

Aus dem Blickwinkel des Arten- und Biotopschutzes gehören die Streuwiesen-Lebensräume der Seebecken und der flußbegleitenden Talräume des Voralpinen Hügel- und Moorlandes sowie der Alpen zu den wertvollsten Lebensräumen Bayerns. Bei den letzten Großvorkommen dieses Lebensraumtyps handelt es sich mit um die großflächigsten naturnahen Offenlandschaften Bayerns. Hinsichtlich ihres Artenreichtums und der Vielzahl der nur noch in diesem Lebensraumtyp vorkommenden Arten können sich allenfalls manche Kalkmagerrasen-Lebensraumtypen wie die mainfränkischen Wellenkalkheiden (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.12 und 4.3.1.12) mit diesem Streuwiesen-

Lebensraumtyp messen. Im Vergleich zu den Kalkmagerrasenvorkommen (in Bayern maximal 100 Hektar zusammenhängende Fläche) bewegen sich die Seebecken-Streuwiesen-Lebensräume wenigstens an einigen Stellen noch in Größenordnungen, die erheblich darüber liegen.

Das Flächenaufkommen an Streuwiesen entlang der Loisach-Achse zwischen Oberau im Süden und Penzberg im Norden mit dem Murnauer Moos und den Loisach-Kochelseemooren als den beiden Großzentren findet im gesamten Alpenvorland zwischen Genf und Wien nirgendwo auch nur annähernd eine Entsprechung. Erst im nordöstlichen Polen (Biebrza-Moore) gibt es streuwiesenartige Lebensräume von größerer Gesamtausdehnung, die jedoch in ihren Eigenschaften deutlich von den voralpinen Streuwiesen-Lebensräumen abweichen.

Die Bedeutung für den Artenschutz sei nur an wenigen ausgewählten Beispielen noch einmal kurz umrissen. Praktisch die gesamten verbliebenen bundesdeutschen Bestände des Karlszepters und des Östlichen Teufelsabbisses sind in diesem Streuwiesen-Lebensraumtyp angesiedelt; für das Sumpf-Knabenkraut, die Sumpf-Platterbse, die Buxbaums Segge, das Strohgelbe Knabenkraut und die Blaue Schwertlilie trifft zu dies zu 90% zu. Wegen ihrer Flächenausdehnung sind die Streuwiesen-Lebensräume der Seebecken sogar ornithologisch noch von herausragender Bedeutung; im gesamten süddeutschen Raum besitzen das Braunkehlchen und die Wiesenralle im Murnauer Moos und in den Loisach-Kochelseemooren ihre bedeutsamsten Populationen.

Die landschaftliche Eigenart der Streuwiesen-Lebensräume der Seebecken und der flußbegleitenden Talräume wird durch weiträumig ebene Abschnitte geprägt, die sehr an das ehemalige Erscheinungsbild der früheren großen Niederungsmoore (Erdinger Moos, Dachauer Moos) erinnern. Zugleich sind diese Streuwiesen-Lebensräume in ein Komplexgefüge integriert, das sich in den einzelnen Seebecken immer wieder in derselben charakteristischen Anordnung beobachten läßt:

- In seenahen Bereichen Komplex aus Verlandungsufer/Seeröhrichte/Steißseggen- Überflutungs-Streuwiesen.
- Entlang der Flußläufe Komplex aus Flußlauf mit Auen-Galeriewald/Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese auf oberer Flußrehne, Duftlauch-Pfeifengraswiese und Davallseggenrieder auf der unteren Flußrehne und weiter mooreinwärts;
- an den Randflanken der Seebeckenmoore häufig quellig durchnäßte Bereiche mit Kopfbinsenriedern und Duftlauch-Pfeifengraswiesen, mooreinwärts zunehmend Großseggen-Streuwiesen und Röhrichte;
- im nicht oder nur ausnahmsweise von Überflutungen erfaßten Wasserscheidbereichen im Innern Komplex aus Hochmoorkörpern mit bodensauren Pfeifengraswiesen, Haarbinsenriedern und Schnabelbinsenbeständen als umgebenden Streuwiesen.

Für die einzelnen Teilbereiche der Streuwiesen-Lebensräume der Seebecken sind mithin die Schwerpunkte der Pflege- und Entwicklungsplanung zu modifizieren. Die eigentlichen Streuwiesen-Kerngebiete (Bsp.: nordöstliches Murnauer Moos) sollten möglichst weithin offen bleiben und durch regelmäßige Mahd die charakteristische Streuwiesen-Nutzungsstruktur aufweisen. Dies gilt vor allem für die Streuwiesenbezirke, in denen noch der Brachvogel brütet, der auf großräumige, möglichst gehölzarme Streuwiesengebiete als Brutgebiet essentiell angewiesen ist (vgl. Kap. 1.5.2.2).

Ein Teil der Überflutungszone an den Seen muß als Steißseggen-Streuwiese (vgl. Kap. 1.4.3) erhalten bzw. wieder regeneriert werden, ein Teil als Steißseggenried mit lockerer Schilfdichte und wiederum ein Teil als Röhricht entwickelt werden, so daß der vollständige Seeufer-Streuwiesen/Röhricht-Komplex entsteht. Nähere Ausführungen hierzu sind dem Leitbild Nr. 3 zu entnehmen.

Ein besonderes Augenmerk verdienen die Rehen-Streuwiesen entlang der Flußläufe (vgl. Leitbild Nr. 4). Die Rehen-Streuwiesen umfassen eine breite Standortspanne: zu den Kalkmagerrasen überleitende Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen auf dem Rehnenscheitel auf reinem Mineralboden, in den Rehenhängen zunehmend nässere Streuwiesen-Typen auf oft schon moorigem Substrat. Die Rehen-Streuwiesen sollten auf voller Breite möglichst durchgängig entlang der Flußläufe erhalten bzw. an Stellen wieder renaturiert werden, wo Lücken entstanden sind. Für den Verbund von Streuwiesen-Gebieten entlang eines solchen Flußlaufes spielen die Rehen-Streuwiesen als "Breitband-Biotop" eine Schlüsselrolle.

An den Randflanken der Seebeckenmoore sind häufig quellige Vernässungszonen anzutreffen. Besonders auffällig sind sie an Stellen entwickelt, wo als Porenwasserleiter fungierende Schwemmfächer von den Randseiten in die Seebeckenmoore hereinragen (Bsp.: östl. Loisach-Kochelseemoore südlich von Benediktbeuern, westliches Murnauer Moos südlich von Grafenaschau, östlicher Ammersee-Süduferbereich zwischen Aidenried und Fischen). Diesen Zonen ist ebenfalls eine besondere pflegerische Aufmerksamkeit zu schenken. Hier finden sich innerhalb der Seebeckenmoore zumeist die schönsten Kopfried-Bestände der Seebeckenmoore. Neben der Bestandespflege der oft nur noch in Resten vorhandenen Bestände sind hydraulische und trophische Pufferungen (vgl. Kap. 2.4.1 und 4.2.3) besonders vordringlich.

Abgerückt sowohl von den Flußläufen als auch von den Randzonen sind im Innern der praealpinen Seebeckenmoore mitunter recht ausgedehnte Hochmoorkomplexe anzutreffen. Insbesondere in den Mooren am Alpenrand (z.B. Murnauer Moos, Loisach-Kochelmoore, Chiemseemöser) sind die Hochmoore noch weitgehend intakt. Die eigentlichen Hochmoor- und Pseudohochmoor-Komplexe, dies gilt insbesondere für die Wollgras-Bergkiefernmoore und die Schnabelbinsenbestände, sollten

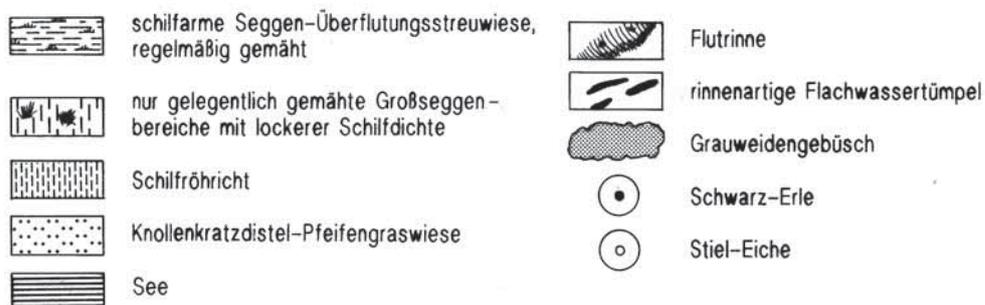
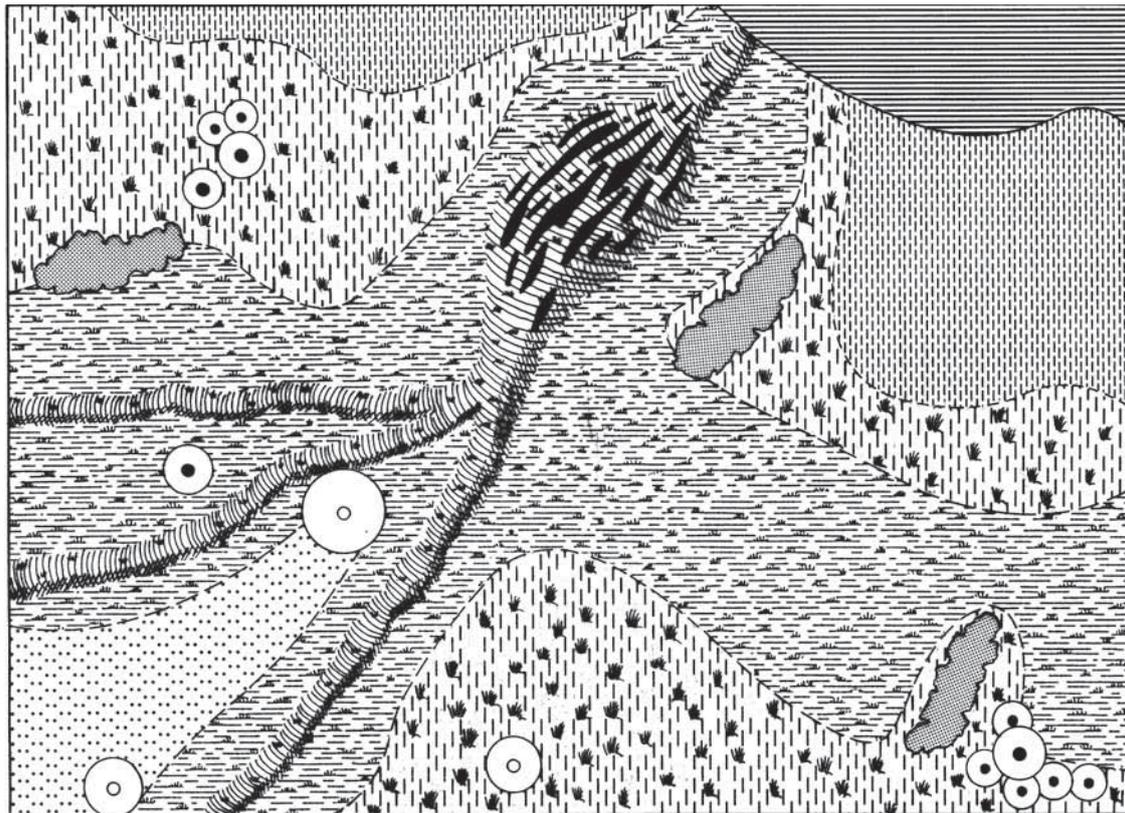


Abbildung 4/4

Leitbild 3: Streuwiesenreiche Großniedermoore der Seebecken, seennahe Bereiche

künftig von der Streuwiesennutzung ausgenommen bleiben, auch wenn dort früher zeitweise das "Miespickeln" (vgl. Kap. 1.6.1.3) ausgeübt wurde. Vom Wasserhaushalt her intakte Hochmoore sollten als Totalreservate behandelt und deshalb der ungelinkten Entwicklung Vorrang eingeräumt werden.

Überall dort, wo die Hochmoor-Hochflächen zu Streuwiesen-Lebensräumen hin offen sind, sollte dieser Offencharakter wenigstens teilweise erhalten bleiben. Dies gilt vor allem für Hochmoor-Randbereiche, die durch Entwässerung beeinflusst sind. Die Kreuzotter und einige Insektenarten wie der Hochmoorgelbling profitieren in besonderem Maße von einem offenen Komplexgefüge Hochmoor/Pseudohochmoor zu Streuwiesen-Lebensräumen. Keinesfalls dürfen jedoch im Wasserhaushalt und Vegetationsbestand unberührte oder nur geringfügig beein-

flußte Hochmoorrandbereiche sozusagen "nachträglich" ihrer Moorrandwälder beraubt werden, um ein derartig offenes Komplexgefüge herzustellen.

Vor allem in den peripheren Randzonen, in stärker kultivierten Seebeckenmooren (z.B. Rosenheimer Becken) sind die Streuwiesen-Lebensräume auch im Innern mittlerweile stark dispergiert. Hier gilt es, die Restflächen wieder zu vergrößern und soweit möglich wieder miteinander zu verbinden, wie im Leitbild Nr. 5 näher ausgeführt wird.

Leitbild 3: Streuwiesenreiche Großniedermoore der Seebecken, seennahe Bereiche.

(s. Abb. 4/4, S. 285)

Ausgangssituation/ Anwendungsbereich:

Seeufernahe, streugenutzte Überflutungsmoore in Seebeckenmooren. Beispiele für den Anwendungs-

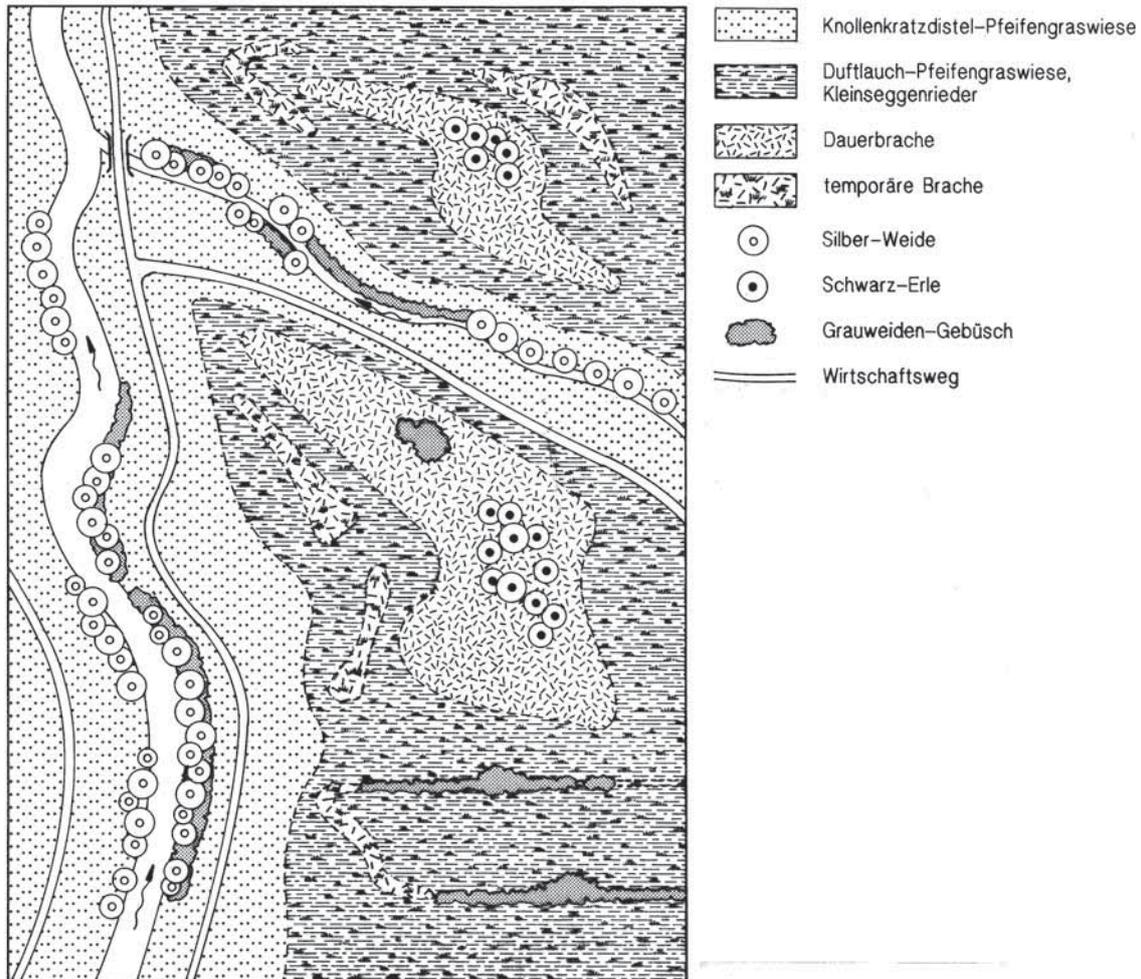


Abbildung 4/5

Leitbild 4: Streuwiesenreiche Großniedermoore der Seebecken, flußnahe Bereiche

bereich: Ammersee-Südufer, Chiemsee-Südufer, Westufer des Staffelsees, Kochelsee-Nordufer.

Leitbild/Entwicklungsideal:

- Vorkommen großflächiger schilfarmer Kleinseggenrieder und Großseggen-Streuwiesen; auf trockenen mineralischen Erhebungen auch Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen;
- zwischen den alljährlich gemähten Streuwiesen und den Seeuferöffnungen schieben sich Großseggenbestände mit lockerer Schilfhalmldichte ein, die unregelmäßig in sehr trockenen Jahren mitgemäht werden;
- alljährlich gemäht und somit offengehalten werden einige sehr nasse Stellen mit rinnenartigen Flachwassertümpeln;
- unregelmäßig eingestreut in die Seeriedlandschaft sind einzelne Grauweidengebüsche sowie einzelne Bäume wie Schwarz-Erlen, Stiel-Eichen, Silber-Weiden.

Pflegeziele und Entwicklungsziele:

- Die Erhaltung und die Förderung relativ niedrigwüchsiger Überflutungs-Streuwiesen stellt die Voraussetzung für die Erhaltung zahlreicher, sehr selten gewordener Pflanzenarten dar, die

ihren Vorkommensschwerpunkt in Überflutungs-Streuwiesen haben (vgl. Kap. 1.4.2.1.5). Zugleich werden Bruthabitate für Bekassine, Wachtelkönig und Wiesenpieper geschaffen.

- Großseggenbestände mit lockerer Halmldichte im Übergangsfeld zwischen regelmäßig gemähten Streuwiesen und den Seeriedern bilden für einige Vogelarten wie Schilfrohrsänger und Feldschwirl das bevorzugte Bruthabitat.
- Offene Tümpelrinnen bilden das Nahrungshabitat von Bekassine und durchziehenden Limikolen wie Wald- und Bruchwasserläufer.
- Die eingestreuten Gebüsch beleben und strukturieren das Landschaftsbild. Darüber hinaus dienen sie als Sitzwarten für Raubwürger und Baumfalke, im Winterhalbjahr auch Merlin. Die Seewiesen-Streuwiesen werden von diesen Vogelarten als Jagdbiotope genutzt.

Handlungsbedarf:

- Organisation der Mahd auch an nassen Standorten. Wegen der Größe und der Nässe meist nur mit Traktoren mit Spezialbereifung durchführbar (vgl. Kap. 5.1).

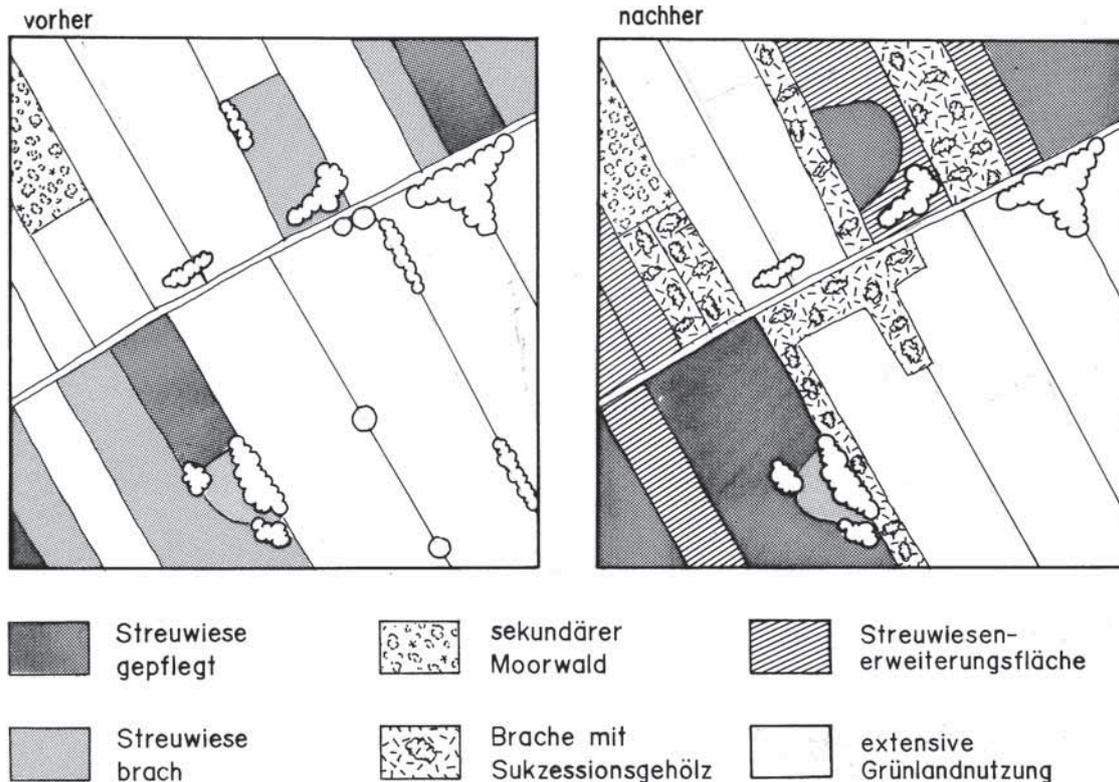


Abbildung 4/6

Leitbild 5: Großniedermooe mit stärker zersplitterten Streuwiesen- Lebensräumen

Leitbild 4: Streuwiesenreiche Großniedermooe der Seebecken, flußnahe Bereiche

(s. Abb. 4/5, S. 286)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Streuwiesen-Lebensräume in enger räumlicher Nähe zu praealpinen Flußläufen, zum Beispiel entlang der Loisach (östliches Murnauer Moos, Hagner Moos, Loisach-Kochelseemoore), der Ammer, der Tiroler Ache, der Bergener Ach.

Leitbild/Entwicklungsideal:

- Fast durchgängig regelmäßig gemähte Streuwiesen auf den Flußreihen (vor allem Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen);
- weiter vom Fluß aberückt auf nassen Standorten Duftlauch-Pfeifengraswiesen, Davallseggenrieder und Kopfbinsenrieder, nicht durchgängig gemäht;
- temporäre und beständige Bracheinseln vor allem im nassen Bereich, auf den Flußreihen nur kleinflächige Brachen. Innerhalb der Bracheinseln bilden sich einzelne Grauweidegebüsche und kleine Schwarzerlenbestände;
- entlang der Flußläufe sind Galeriewaldsäume von Silberweiden (mehr in den tiefen Lagen) oder von Grauerlen (v.a. in den montanen Lagen) vorhanden.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Die Erhaltung und Optimierung des vollständigen Lebensraumkomplexes aus trockenen Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen und den nasseren Duftlauch-Pfeifengraswiesen sowie Kleinseggen- und Kopfbinsenriedern, aus Verschilfungs- und einigen Verhochstaudungsbereichen, Grauweidegebüschen und Schwarzerlenbeständen (Erlen-Eschenwälder und Erlenbrüche) sind das Kernanliegen der Pflege- und Entwicklungsplanung.

Die aus floristischer Sicht besonders hochwertigen Areale der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (vgl. Kap. 1.4.3) werden aus Artenschutzgründen möglichst vollständig erhalten und nur zu geringen Teilen der Brache überantwortet. Auf diese Weise entstehen flußbegleitend wie Linearbiotope (vgl. Kap. 2.6.2) wirkende Streuwiesenbänder, die über weite Strecken Verbundfunktionen für Streuwiesen-Organismen erfüllen.

In den nasseren Arealen dominieren zwar die gemähten Streuwiesen, doch sind auch Brachestadien verschiedenen Alters vorhanden. Die Brachen sind teilweise temporär ("Kontrollierte Brache"), teils dauerhaft und entwickeln sich auf Niedermoorgebüsche und Bruchwälder zu. Sie bereichern strukturell den Streuwiesen-Lebensraumkomplex.

Handlungsbedarf:

- entlang der Flußläufe Streuwiesen möglichst durchgängig mähen;
- häufige (jährliche) Mahd auf den gut tragfähigen und ertragreichen Mineralböden;
- Aussparung randlicher Säume von der Mahd auf Trocken- und Naßstandorten;
- Renaturierung zwischengelagerter, meliorierter Wiesenflächen (vgl. Kap. 2.5.1.1) im Überflutungsbereich.

Leitbild 5: Überwiegend landwirtschaftlich intensiv genutzte Großniedermoores mit zersplitterten und voneinander isolierten (Rest)Streuwiesen-Lebensräumen

(s. Abb. 4/6, S. 287)

Ausgangssituation/ Anwendungsbereich:

Nur eine oder mehrere "Kernzonen" noch naturbetont und streuwiesenreich, größerer Flächenanteil in jüngerer Zeit melioriert, in Intensivgrünland eingelagerte Streuwiesen-Restflächen. Beispiele dafür sind der Nordosten der Loisach-Kochelseemoore (TÖL), die Ammermöser im Raum zwischen Weilheim, Raisting, Wielenbach und Pähl (WM), die Mooregebiete des Rosenheimer Beckens (RO), weite Teile der Chiemseemooser (RO/TS) und das Haarmoos (BGL).

Leitbild/Entwicklungsideale:

- In den naturbetonten "Kernzonen" unterschiedliche, regelmäßig gemähte Streuwiesentypen;
- Konzentration größerer Brachflächen auf renaturierungsbedürftige, meliorierte Flächen im Umkreis von Streuwiesen und auf sehr nasse Bereiche sowie regenerierende Torfstiche;
- weitgehend zusammenhängendes Netz aller Streuwiesenflächen über wenigstens 10 m breite "Feuchtachsen" (z.B. entlang angestauter Gräben mit "Sackungstrichter");
- einige fortgeschrittene Brachen entwickeln sich zu lichten Fichten-Moorbirkenbrüchen;
- kleine, von den Kernzonen isolierte Streuwiesenflächen sind durch ausgehagertes Feuchtgrünland, durch Pseudoröhrichte oder Hochstaudenfluren erweitert.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Verbesserung des Vernetzungsgrades der noch vorhandenen Streuwiesen, um den verbliebenen Niedermoorarten langfristig bessere Überlebenschancen zu verschaffen. Zugleich soll das traditionelle Landschaftsbild einer Niedermoor-Großlandschaft wieder stärker betont werden. Die Extensivierung von Acker- und Grünlandflächen soll allmählich wieder ein artenreiches Grünland entstehen lassen, das von anspruchsvollen Wiesenbrütern wie dem Großen Brachvogel zumindest zur Nahrungsgewinnung genutzt werden kann.

Handlungsbedarf:

- Großzügige Pflege der Kernzonen-Flächen, Belassen randlicher und eingelagerter Brachestreifen;

- differenzierte, typenbezogene Pflege der in den meliorierten Bereichen gelegenen Streuwiesen;
- sorgsam naturschonende Graben- bzw. Dränageunterhaltung im Umkreis aller Streuwiesen;
- Extensivnutzung des meliorierten Grünlands zwischen den zersplitterten Streuwiesen-Restflächen (vgl. Kap. 2.5.1.1).;
- Verbund möglichst aller Streuwiesenflächen untereinander (vgl. Kap. 2.6.2 bis 2.6.4) und mit den "Kernzonen" durch wenigstens streifenweise Renaturierung von Grabenrandzonen (vgl. Kap. 2.6.2.2).

4.2.1.2.2 Flut- und Brennen-Streuwiesen entlang der praealpinen Flüsse und der Donau

Nur noch in wenigen Restflächen sind die Flut- und Brennen-Streuwiesen außerhalb des Voralpinen Hügel- und Moorlandes vor allem entlang des Lechs, der Isar, der Amper und Donau erhalten. Auf grundwasserbeeinflussten Schwemmsanden handelt es sich zumeist um Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen, in quelligen Flutrinnen sind sogar bisweilen noch Kopfbinsenrieder (wie etwa im Haunstettener Wald bei Augsburg) anzutreffen.

Wesentliches Entwicklungsziel ist der wechselseitige Zusammenschluß und Verbund der Brennen-Streuwiesen mit noch vorhandenen Heideresten (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 4.3.1.4), Schneeheide-Kiefernwäldern und lichten Auenwäldern. Zumeist sind die verbliebenen Restvorkommen der Brennen-Streuwiesen zu klein, als daß man sich mit der Bestandespflege der Restflächen begnügen könnte.

Die Brennen-Streuwiesen verdienen die pflegerische Aufmerksamkeit des Naturschutzes in besonderem Maße, da sie einen Streuwiesentyp repräsentieren, wie er im Alpenvorland allenfalls in verarmter Ausbildung auf den Flußreihen anzutreffen ist. Wegen der deutlich geringeren Seehöhe als im Voralpinen Hügel- und Moorland und der engeren geographischen Anbindung an den Donaauraum sind in den Flut- und Brennen-Streuwiesen entlang des Unteren Lechs, der Unteren Isar und der Oberen Donau verstärkt Pflanzen- und Tierarten anzutreffen, die dem kühl-montanen Voralpinen Hügel- und Moorland fehlen wie *Viola elatior* und *V. pumila* oder dort nur sehr selten auftreten wie *Allium angulosum*.

Leitbild 6: Flut- und Brennen-Streuwiesen entlang der praealpinen Flüsse und der Donau

(s. Abb. 4/7, S. 289)

Ausgangssituation/ Anwendungsbereich:

Im ehemaligen oder noch vorhandenen Überflutungsbereich von praealpinen Flüssen gelegene Streuwiesen-Lebensräume, auf durchschlickten Moor-, häufiger auf mineralischen Sedimentationsböden. Beispiele dafür sind Loisach-begleitende Streuwiesen entlang des gesamten Flußlaufes, einige Ammer-begleitende Streuwiesen (z.B. zwischen Peissenberg und Weilheim), die Lech-begleitenden

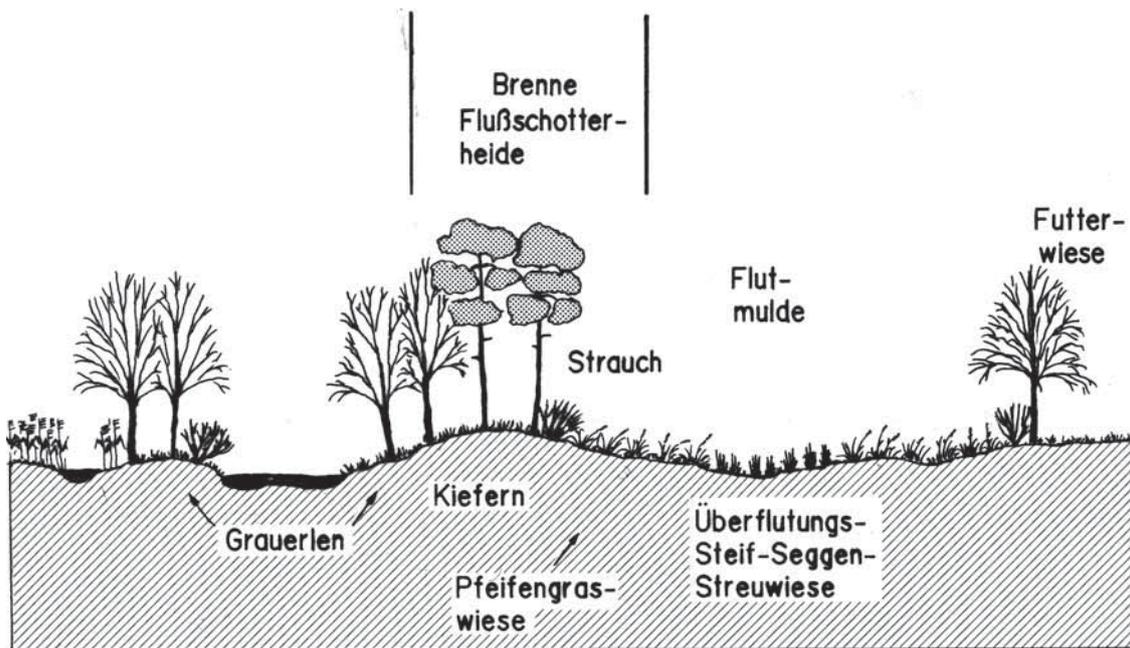


Abbildung 4/7

Leitbild 6 : Flut- und Brennen-Streuwiesen entlang der praealpinen Flüsse und der Oberen Donau, Darstellung im Querprofil

Streuwiesen zwischen Schongau und Augsburg, die Brennenstreuwiesen im Mündungsgebiet der Isar und entlang der Donau im Raum Donauwörth/Ingolstadt.

Leitbild/Entwicklungsideale:

- Offene, entlang des Standort-Gradienten (Wasserfaktor) möglichst durchgängige Zonationskomplexe aus Brennenrasen (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.4 und 4.3.1.4) und Flutrinnen-Streuwiesen (in Abhängigkeit von der Nässe des Standorts Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen, Kleinseggenbestände oder Großseggen-Bestände;
- Flutrinnen möglichst offen;
- die Abfolge unterschiedlicher Pflegestadien (gemäht/ungemäht) erfolgt quer, nicht längs zum Fluß;
- im Innern der Brennen- und Streuwiesenkomplexe sind einzelne Baumgruppen vorhanden (Kiefer, Stieleiche und Silberweide in tieferen Lagen, Fichte und Grauerle in höheren Lagen) und Gebüschgruppen (Purpurweide, Schwarzwerdende Weide, Lavendelweide, Schneeball, Sanddorn);
- im Übergangsbereich Streuwiese/Auwald zapfenförmige Aussparung von Sukzessionsflächen;
- Erkennbares Auenrelief in den Streuwiesen: Flutrinnen und Flutmulden, Schlickbänke und Rehen.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Die Brennenrasen und die Flut-Streuwiesen sollen möglichst einen unmittelbar zusammenhängenden Lebensraumkomplex bilden, um die Lebensmöglichkeiten für Arten zu verbessern, die auf derartige

Ökotsituationen angewiesen sind, wie beispielsweise die Sumpf-Gladiole (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) oder die Labkrautblättrige Wiesenraute (*Thalictrum simplex subsp. galioides*). Die regelmäßige Mahd der Flutrinnen und Flutmulden verbessert die Ansammlungsmöglichkeiten der für diese Bereiche charakteristischen Pflanzenarten, die auf regelmäßige Bodenöffnung angewiesen sind wie *Gentiana utriculosa* (in Kleinseggenrinnen) oder *Pedicularis palustris* (in Großseggenrinnen).

Die Mahd der durch die Auendynamik stark reliefierten Bereiche stellt die Mikromorphologie der Auenlandschaft mit ihren Flutrinnen, Flutmulden, linsenartigen Aufschotterungen und Rehen zur Schau.

Einzelne Weiden- und Sanddorngebüsche sowie einzelne Baumgruppen (Kiefer, Silberweide und Stieleiche in den tieferen Lagen, Fichte und Grauerle in den höheren Lagen) strukturieren das Lebensraumgefüge und erhöhen die innere Grenzliniendichte. Durch kontrollierte Brache in den Randzonen zu den Auen- und Bruchwäldern sollen weiche Ökotope und limes divergens-Strukturen geschaffen werden, die zur Verbesserung der inneren Vernetzung des Gesamtlebensraumes beitragen (vgl. Kap. 2.6.3).

Handlungsbedarf:

- In Uferichtung des begleitenden Gewässers für weitgehend lückenlosen Pflegezusammenhang sorgen;
- Aufrechterhaltung bzw. Verbesserung der Überflutungsmöglichkeit anstreben;
- häufige (jährliche) Mahd auf den gut tragfähigen und ertragreichen Mineralböden veranlassen;

- Aussparung randlicher Säume von der Mahd auf Trocken- und Naßstandorten vornehmen;
- Renaturierung zwischengelagerter, meliorierter Agrarflächen im Überflutungsbereich in die Wege leiten (vgl. Kap. 2.5).

4.2.1.2.3 Streuwiesen der Grundmoränenlandschaften

Die Streuwiesen-Lebensräume der Grundmoränenlandschaften bilden im Voralpinen Hügel- und Moorland gewissermaßen das Gegenstück zu den Streuwiesen-Lebensräumen der großen Seebeckenmoore. Bereits ihr landschaftliches Erscheinungsbild läßt markante Unterschiede erkennen. Anstelle der Weiträumigkeit der Seebeckenmoore weisen die Streuwiesen-Lebensräume der Grundmoränen eine kleinräumige Gliederung in kammartig-langgestreckte Erhebungen, flache Mulden und Senken,

Bachtälchen und kleine Plateauflächen auf, die dem Blick oft nur wenige hundert Meter weit Sicht bieten.

Im Idealfall bilden die Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder den landschaftsbeherrschenden Vegetationstyp. An den mineralischen Erhebungen werden sie je nach Substrateigenschaften von Kalkmagerrasen oder Bodensauren Magerrasen abgelöst, auf den Mineralrücken sind zudem Wäldchen (möglichst Buche) entwickelt und Haine in holzwiesenartiger Bestockung (Hardtwiesen) entwickelt. Moorwärts schließen sich insbesondere in abflußlosen, tief vermoorten Senken Sphagnummoore an. In Quellnischen stocken kleinflächige Winkelseggen-Erlen-Eschenwälder, die Bachläufe werden von Schwarzerlen-Bachauenwäldern begleitet. In den Grundmoränen-Landschaften ist somit auf engem Raum eine enorme Fülle aus Naturschutzsicht hochwertiger, standörtlich voneinander abweichender

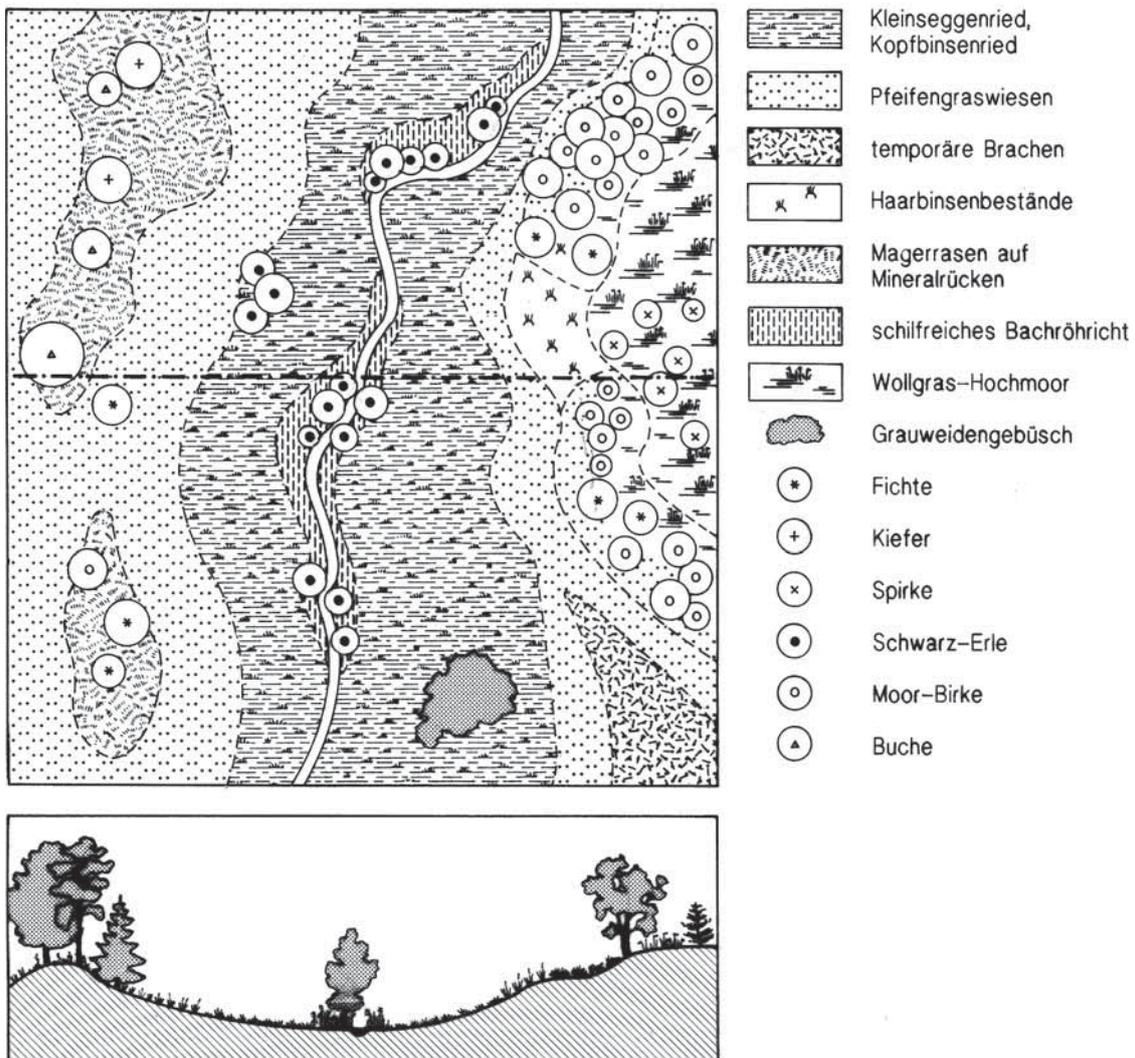


Abbildung 4/8

Leitbild 7: Streuwiesen-Lebensräume der Drumlinfelder und der Molasserippe-Landschaften des südlichen Alpenvorlandes und der Alpenrandzone

Biotoptypen zu beobachten, in denen die Streuwiesen gewissermaßen die Zentralposition besetzt halten.

Das Hauptaugenmerk benötigen heute die Kontaktzonen zwischen Streuwiesen und Magerrasen. Magerrasen wurden im Alpenvorland in noch größerem Maße melioriert als die Streuwiesen (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.11.1), so daß Magerrasen-Streuwiesen-Zonationen heute sehr selten geworden sind und keine weiteren Verluste dieser ökologisch außerordentlich interessanten Übergänge mehr erfolgen dürfen.

Temporäre Brachezustände sollten an Stellen geduldet werden, wo sie traditionell am häufigsten vorkamen: im Übergangsbereich von Streuwiesen zu Hochmoor- und Pseudohochmoor-Komplexen, zu Schwingdeckenmoor-Komplexen im Umfeld der Toteisseen, am Rande von Bachläufen (vgl. Leitbild Nr. 7). Magerrasen-Streuwiesen-Kontaktzonen sollen dagegen durchgängig gepflegt und nach Möglichkeit wieder regeneriert werden (z.B. aus Brachen und aus jungen Aufforstungen). Nicht vernachlässigt werden sollte zudem die pflegerische Betreuung der Holzwiesen. Hutbaumartige Fichten, Kiefern, Buchen (auf den Mineralrücken), einzelne Erlen- und Birkengruppen (auf den Moorstandorten) betonen das kleinräumige Gefüge der Grundmoränenlandschaft und wirken als optische Sichtmarken und Wegweiser.

Leitbild 7: Streuwiesen-Lebensräume der Drumlinfelder und der Molasserippe-Landschaften des südlichen Alpenvorlandes und der Alpenrandzone

(s. Abb. 4/8, S. 290)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Mittlere bis größere, meist stark reliefierte Streuwiesenflächen mit kleinräumigen Standortgradienten der Bodenfeuchte, mit Kontakten und engen Verzahnungen zu andersartigen hochwertigen Lebensräumen (insbesondere Hochmoore- und Übergangsmoore, Magerrasen, Quell- und Bachfluren). Beispiele dafür sind die Moorkomplexe des Illach-Berglands um Wildsteig-Steingaden, die Molasserippen-Landschaften im Raum Huglfing-Uffing-Baiersoyen-Schönberg-Böbing mit der Grasleitener Moorlandschaft im Zentrum, westlich des Peißenbergs (WM), im Sulzschneider Forst (OAL) sowie in Drumlinfeldern südwestlich (Eberfinger Drumlinfeld mit Magnetsrieder Hardt) und südöstlich (Babenstubener und Rothenrainer Moorlandschaft) des Starnberger Sees.

Leitbild/Entwicklungsideale:

- Wechsel und gegenseitige Durchdringung von verschiedenen Streuwiesentypen mit Magerrasen auf den Mineralrücken;
- lockere, hardtwiesenartige Baumbestockung auf den Mineralrücken mit Buche, Kiefer und Fichte;
- unterbrochene Schwarzerlen- und Grauerlen-Galeriestäume entlang der Bachläufe;

- Randbewaldung der Hochmoorkerne an einigen Stellen locker ausgebildet oder fehlend; die Randwälder bilden keine durchgängige Sichtbarriere zwischen den eigentlichen Streuwiesen und dem Hochmoorinneren aus. An anderen Stellen ist die Randbewaldung der Hochmoore naturnah oder sogar natürlich ausgebildet;
- Streuwiesenbereiche nur von einigen kleinen Gebüschgruppen und Einzelbäumen durchsetzt, ansonsten offen;
- temporäre Verbrachung von Pfeifengras-Streuwiesen vor allem in den Hochmoorrandbereichen.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Kernziel stellt die Erhaltung und die Wiederherstellung des Lebensraumgefüges aus verschiedenen Streuwiesentypen (neben Pfeifengraswiesen auch Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder an nassen Standorten), aus Magerrasen, Holzwiesen, aus Bachläufen sowie aus Hochmoor- und Übergangsmoorkomplexen mit teilweise naturnah und natürlich bewaldeten, teilweise auch zu den Streuwiesen hin offenen Randseiten dar.

Eng miteinander verzahnte Hardtwiesen, Holzwiesen, Streuwiesen und Sphagnummoore bilden ästhetisch besonders schöne und zugleich auch für das Voralpine Hügel- und Moorland besonders typische Landschaften aus. Von teilweise offenen Strukturen (Erlensaum an den Bachläufen unterbrochen, Moorrandwald an einigen Stellen der Sphagnummoorkomplexe zu den Streuwiesen hin offen) profitieren einige Komplexbewohner wie die Kreuzotter oder der Hochmoor-Gelbling (besiedeln jeweils Streuwiesen/Hochmoor-Kontaktzonen) oder Libellenarten, die als Komplexlebensräume auf die enge räumliche Verbindung von oligotrophen Bachläufen mit Kleinseggen- und/oder Kopfbinsenriedern angewiesen sind (z.B. *Cordulegaster*-Arten).

Handlungsbedarf:

- Rückentwicklung von Fichtenforsten auf ehemaligen Streuwiesen und auf den Mineralrücken; allmählicher Umbau der Wälder auf Mineralbodenstandorten in naturnahe Buchenwälder. Dringlich ist die Entfernung von Fichtenforsten mit Barrierewirkung;
- Förderung und Erhaltung der für Hardtwiesen typischen Baumverteilung (vgl. LPK-Band II.14 "Einzelbäume und Baumgruppen");
- Bewahrung (oder Wiederherstellung) eines intakten Wasserhaushalts der gesamten Moorkomplexe, Beschränkung der Vorflut auf natürliche Fließgewässer;
- Aussparung besonders nasser und torfmoosreicher Flächen von der Mahd; Zulassung des Sukzessionsprozesses "Verhochmoorung" (vgl. Kap. 2.2.1.2.7);
- Entwicklung naturnaher Moorrandwälder im Umfeld der Hochmoor- und Übergangsmoorkerne (vgl. Kap. 2.2.1.2.1);
- Offenhaltung einiger Randbereiche der Hoch- und Übergangsmoorkomplexe bei direkter Kontaktlage zu Streuwiesen;

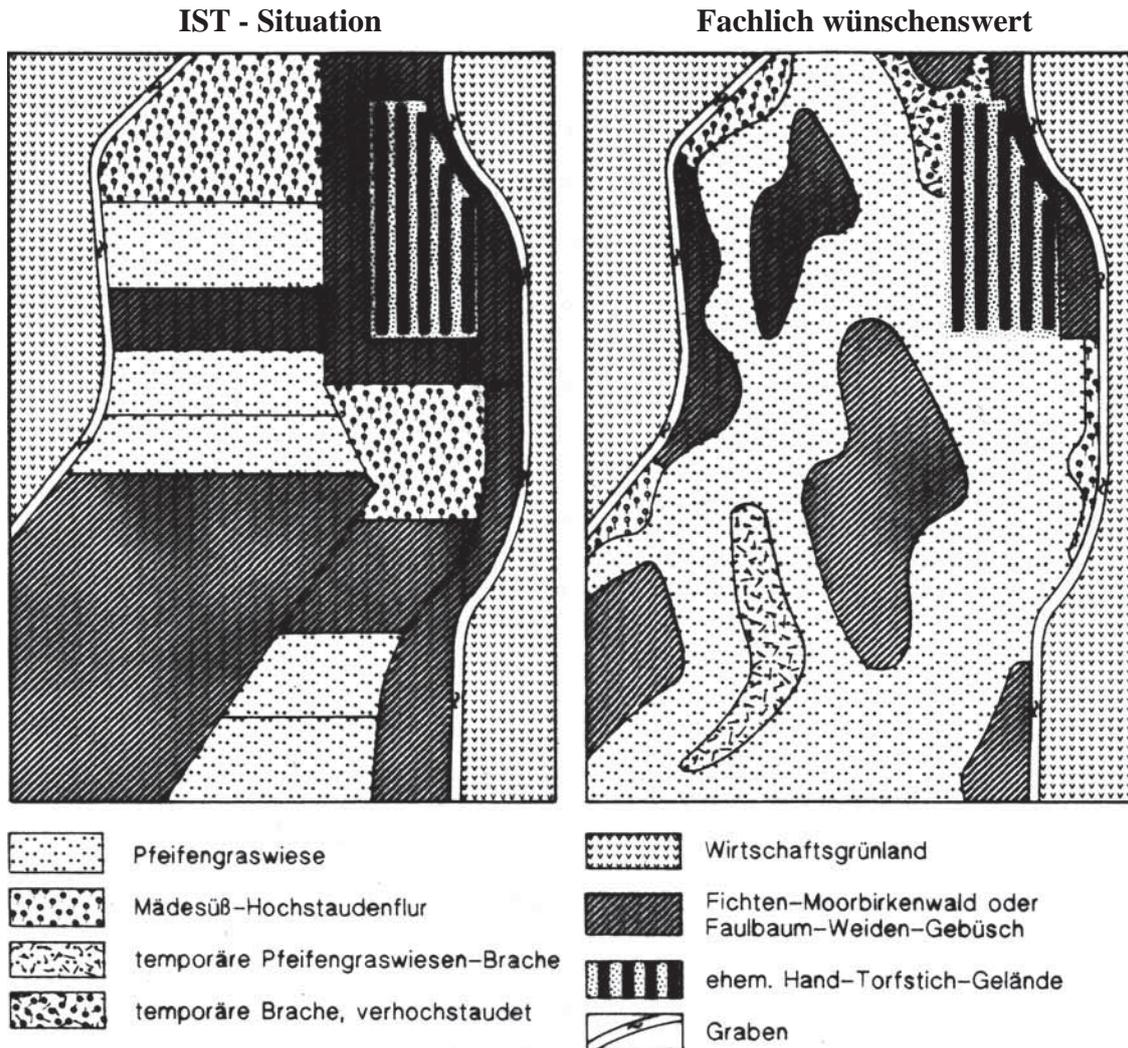


Abbildung 4/9

Leitbild 8: Innere Strukturverteilung in durch Entwässerung veränderten Streuwiesen-Lebensräumen

IST-SITUATION (linke Abbildung): Die Streuwiesen sind stark voneinander separiert, die Fichten-Moorbirken-Bruchwälder und Faulbaum-Ohrweiden-Gebüsche bilden wirksame Barrieren zwischen den einzelnen Streuwiesen aus.

FACHLICH WÜNSCHENSWERT (rechte Abbildung): Die Streuwiesenareale stehen lückenlos miteinander im räumlichen Zusammenhang, die Fichten-Moorbirken-Bruchwälder und Faulbaum-Ohrweiden-Gebüsche sind als unregelmäßig begrenzte Flecken in das Streuwiesengefüge integriert und erzeugen "innere" Grenzlinien und Ökotope.

- Einbeziehung auch exponierter oder buchtig in angrenzenden Wald reichender Streuwiesenflächen in die regelmäßige Pflege.

Leitbild 8: Innere Strukturverteilung in durch Entwässerung veränderten Streuwiesen-Lebensräumen

(s. Abb. 4/9, S. 292)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Zusammenhängende, durch Entwässerung gestörte, teilweise mit sekundären Fichten-Moorbirkenbrüchen verwaldete Streuwiesen-(Rest)Lebensräume

in vermoorten Geländesenken und -mulden der Grundmoränenlandschaft. Beispiele sind die nördlichen Randzonen des Kerschbacher Forstes im Raum Machtfing (Lkr. STA/WM), die Streuwiesen-Lebensräume im Raum Dießen-Rott-Wessobrunn (Lkr. LL/WM), die Grundmoränenlandschaft im Raum Hohenkasten, Habach und Obersöchering (Lkr. WM), Geretsried-Beuerberg-Königsdorf-Babenstuben und Rothenrain (bde. Lkr. TÖL), das "Weichser Moos" an der Glonn.

Leitbild/Entwicklungsideale:

- Günstige "innere" Verbundstrukturen durch unmittelbaren räumlichen Zusammenhang der als

Streuwiesen gemähten Teilflächen des Moorgebietes;

- Vorkommen verschiedener Strukturtypen wie gemähte Pfeifengraswiesen, temporäre Pfeifengraswiesen-Brachen, Mädesüß-Hochstaudenfluren, Faulbaum-Ohrweiden-Gebüsche, sekundäre Fichten-Moorbirken-Bruchwälder innerhalb des Gesamtgebietes.
- die Grenzen zwischen den einzelnen Strukturtypen sind nicht schnurgerade ausgebildet und stimmen nicht unbedingt mit den ehemaligen Nutzungsgrenzen überein.
- inselartig eingelagerte und buchtartige Brachestadien (v.a. am Rand der Faulbaum-Weiden-Gebüsche und der Fichten-Moorbirken-Bruchwälder), vor allem an sehr nassen Stellen;
- buchtiger bzw. gestufter Übergang zu Wald auf angrenzenden Mineralbodenstandorten oder zu artenreichem Grünland;
- der gesamte Einzugsbereich der Mulde wird von Extensivgrünland, Gebüsch oder Wald eingenommen;
- sehr großflächige Parzellen nicht einheitlich pflegen, sondern Teilflächen bilden.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Zwischen den Streuwiesenflächen soll ein möglichst lückenloser Flächenzusammenhang bestehen, um "innere" Barriereeffekte zwischen einzelnen Streuwiesen möglichst auszuschließen. Geschwungen unregelmäßig verlaufende Grenzlinien der Fichten-Moorbirken-Bruchwälder, der Faulbaum-Ohrweiden-Gebüsche, verhochstaudeter bzw. verschilfter Bereiche, erzeugen eine stark gegliederte und in sich differenzierte Unterfächerung (= Kompartimentierung) des Streuwiesen-Lebensraumes und zugleich ein spannungsreiches Landschaftsbild. Zugleich wird durch diese Strukturordnung ein großes Habitattypenspektrum geschaffen, das den Ansprüchen unterschiedlicher Tiergruppen gerecht wird.

Handlungsbedarf:

- Beseitigung von als Barrieren wirkenden Faulbaum-Ohrweiden-Gebüschen und Fichten-Moorbirken-Beständen (vgl. Kap. 2.5.1.3); allmähliche Integration der abgeräumten Flächen in die Streuwiesennutzung;
- allmähliches Umwandeln der schnurgeraden Linien durch teilweises Zurücksetzen des Waldes sowie Verwaldden lassen von geringwertigen Streuwiesenpartien (vgl. Kap. 1.10), durch Vornahme der Kontrollierten Brache (vgl. Kap. 2.1.1.8) auf Teilflächen usw.;
- Durchführung von Grabenverfüllungen, auf jeden Fall aber Verzicht auf Grabenräumungen, wenn die Pfeifengras-Streuwiesen Anzeichen übermäßiger Entwässerung (vgl. Kap. 2.3.3) erkennen lassen;
- langfristige Erweiterung des Areals durch Auslagerung und Renaturierung angrenzenden Feuchtgrünlands (vgl. Kap. 2.5.1.1);
- sofern erforderlich, Minimierung der Nährstoffzufuhr in den Streuwiesen-Lebensraum über

Grund- oder Oberflächengewässer durch trophische Pufferung (vgl. Kap. 2.4.1.1).

Es versteht sich von selbst, daß derartig weitreichende Umgestaltungsmaßnahmen das Einvernehmen der Grundstückseigentümer und aller Beteiligten erfordern.

4.2.1.2.4 Kalkreiche Hangquellmoore, Schichtquellsümpfe und Quellfluren

Hangquellmoore, Schichtquellsümpfe und Quellfluren bilden einen Streuwiesen-Lebensraumtyp, der in seinen standörtlichen Eigenschaften und in seinem Erscheinungsbild so eigenständig ist, daß für ihn ein eigenes Allgemein-Leitbild für die Innen- und Randstrukturierung (Leitbild Nr. 2) konzipiert wurde. Die mit den anvisierten Strukturierungen verbundenen grundlegenden Pflege- und Entwicklungsziele wurden im Kap. 4.2.1.1 (S. 279) unter Punkt B schon behandelt.

Hangquellmoore, Schichtquellsümpfe und Quellfluren bedürfen der besonderen Aufmerksamkeit des privaten und administrativen Naturschutzes: Auch auf scheinbar geringfügige Entwässerungen reagiert die Lebensgemeinschaft extrem empfindlich (vgl. Kap. 2.3.3.1); zugleich lassen sich Eingriffe in die zumeist nur kleinen Hang-Quellmoore leicht verbergen.

Im gesamten bayerischen Voralpinen Hügel- und Moorland existieren heute allenfalls noch zwei bis drei Dutzend im Wasserhaushalt unversehrte Hangquellmoore. Hydraulisch nicht beeinträchtigte Hangquellmoore können heute deshalb als Naturdenkmäler ersten Ranges gelten; in ihnen lassen sich derzeit noch die Sinterprozesse studieren, die zur Entstehung der Sinterterrassen und Kalktuffbänke führen. Die extreme Nährstoffarmut und der ausgeprägt kalt-stenotherme Standortcharakter haben nur die Entwicklung einer relativ artenarmen Biozönose zugelassen, die jedoch mehrere Arten beherbergt, die nirgendwo sonst vorkommen. Besonders hochwertige Binnenstrukturen in Hangquellmooren sind die Rieselbahnen der hängigen Quellmoorpartien und die Quellkalk-Schlenken, die in stark durchnäßten Hangverebnungen auftreten. Auf diese Strukturen, die schon durch geringe Entwässerungen zerstört werden, konzentrieren sich die heute besonders gefährdeten Quellmoorspezialisten unter den Tier- und Pflanzenarten wie zum Beispiel die Helm-Azurjungfer oder die Sommer-Drehwurz.

Zu den obligatorischen Pflegezielen der Quellmoorpflege gehört es, die Rieselfächer unversehrt zu erhalten. Keinesfalls dürfen durch eine unbedachte Auswahl der Pflegegeräte Querrillen in die Rieselfächer eingedrückt werden, die zu Veränderungen des Abflußverhaltens des Quellwassers führen.

Es gehört zu den Grunderfordernissen einer sachgerechten Betreuung der Hangquellmoore, ihr Wassereinzugsgebiet möglichst genau zu ermitteln und für hinreichende trophische und hydrologische Pufferungen zu sorgen. Hangquellmoore gibt es sowohl

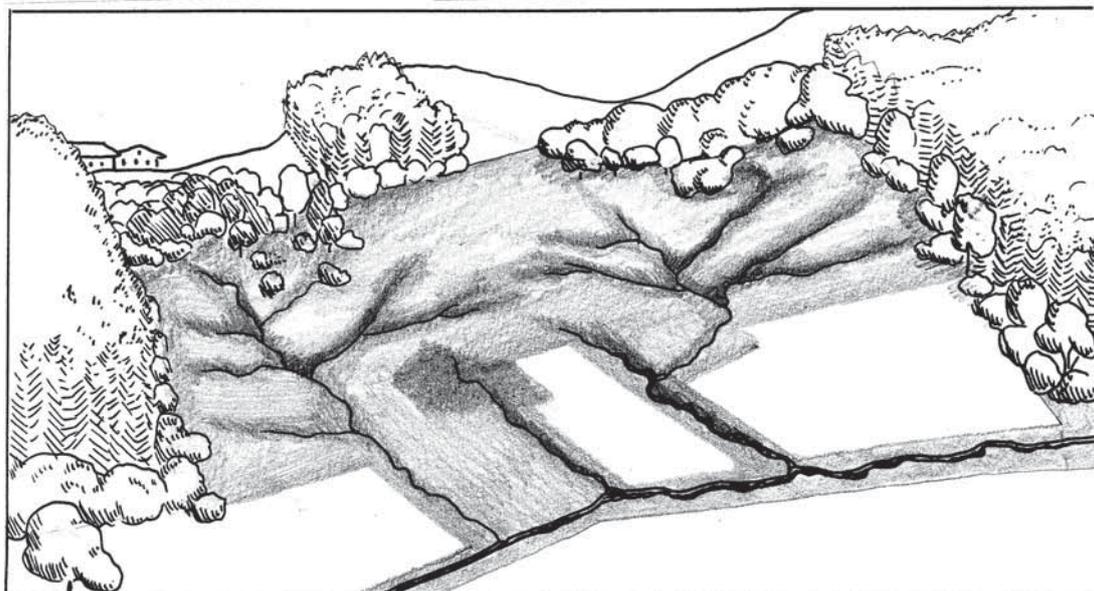
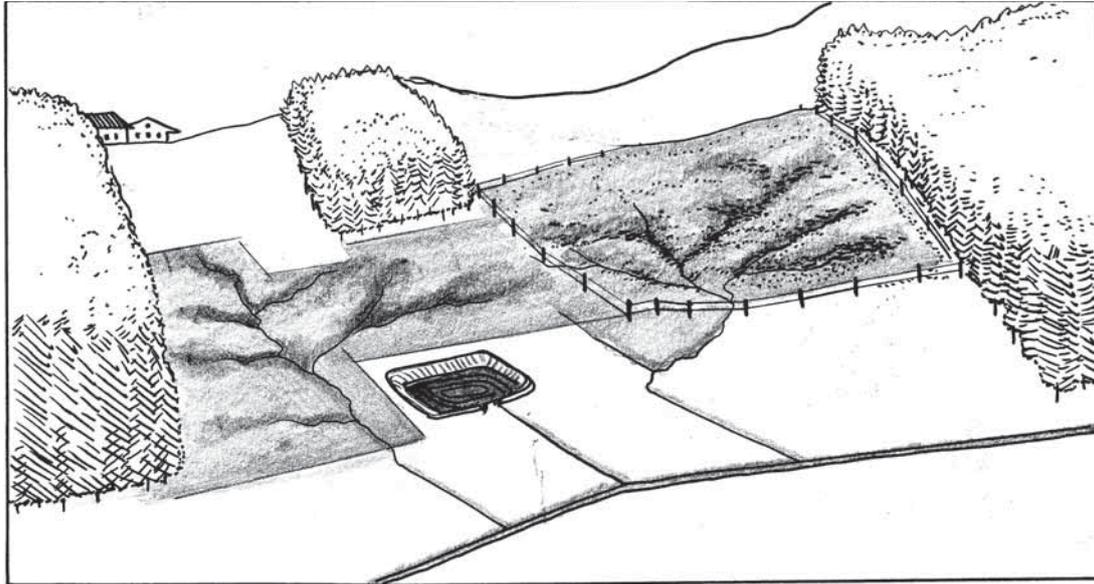


Abbildung 4/10

Leitbild 9: Raumstruktur quellmoor- und hangstreuwiesenreicher Leitenhänge und Talflanken

Oben: Schichtquellmoor hangaufwärts völlig ungepuffert (Flüssigdüngereintrag!), keine Ökotope und Saumbiotope zum Wald; Teilbereiche intensiv beweidet und stark zertrampelt (ehemals glasklare Tuffrinnsale zeitweise trübe und verschlammte, Habitatqualität u.a. für *Cordulegaster boltoni*, *C. bidentatus*, *Planaria alpina* und *Bythinella austriaca* verlorengegangen), Teichanlage hat einen Teil des Quellbereichs zerstört.

Unten: Fehlende Puffer und Ökotope durch Umbau der anstoßenden Waldränder und Begründung naturnaher Feuchtwaldparzellen am Oberhang ergänzt; Beweidung vom Quellmoor entfernt; Begradigte und eingetiefte Vorfluter mäßig renaturiert, Sohleneintiefung beendet, Ausmagerungstreifen (z.T. auch Brachstreifen) stellen Bio-Brücken zum natürlichen Hauptvorfluter her (Isolation der Quell-Biozönosen vom Hauptbach ist aufgehoben); Teichanlage ist renaturiert und in Sickerquellbereich rückverwandelt.

in gemähten als auch in beweideten (v.a. in den Alpen) Varianten. Grundsätzlich sollte die Pflege sich an die traditionelle Nutzungsform anlehnen. Die Beweidung von Quellmooren sollte allerdings nur innerhalb von Großkoppeln stattfinden, so daß ihre Bestoßung lediglich in einer triftweideartigen Form erfolgt.

Die Leitbilder Nr. 9 und 10 stellen dar, wie Hangquellmoore und Hangquellfluren in die umgebende Landschaft integriert werden können.

Leitbild 9: Raumstruktur von Quellmoor- und Hangstreuwiesen-reichen Leitenhängen und Talflanken des Alpenvorlandes.

(s. Abb. 4/10, S. 294)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Im Bereich linearer Schichtquellaustritte ausgehende oder ziemlich eng benachbarte Hangstreuwiesen und Hangquellmoore. Beispiele sind die östliche Isarleite zwischen Hechenberg und Puppling (TÖL), die Flanken des Hardbach- und des Grünbachtals im Eberfinger Drumlinfeld (WM), die Ammersee-Leite zwischen Herrsching und Pähl (STA/WM), zahlreiche Abschnitte beider Lechleiten zwischen Illasberg (OAL) und Klosterlechfeld (A).

Leitbild/Entwicklungsideale:

- Einbettung der Hangstreuwiesen und Hangquellmoore in offene und halboffene Lebensräume mit einer hardtwiesenartigen Baumbestockung (vgl. LPK-Band II.14 "Einzelbäume und Baumgruppen").
- Zwischen den Hangquellmooren sind niedrigwüchsige, artenreiche, im günstigen Fall sogar magerrasenartige Rasenflächen (vgl. hierzu auch LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 4.3.1.3) entwickelt.
- An den Leitenhang-Oberseiten schließt sich oberhalb der Quellmoore und Hangstreuwiesen eine Zone zunehmender Bewaldung (überwiegend Buche) an, die zugleich Pufferungsfunktionen (vgl. Kap. 2.4.1) wahrnimmt. Der Waldrand am Leitenoberhang ist weich und in wechselnder Breite ausgebildet ("Limes divergens", vgl. Kap. 2.6.3).
- Sofern vorhanden, Anbindung der Hangquellmoore und Hangstreuwiesen an flächenhafte Feuchtlebensräume der Talräume über verbindende Fließgewässer.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Quellmoore, Hangstreuwiesen, Magerrasen und Holzwiesenhaine bilden gemeinsam den anzustrebenden Komplexlebensraum (vgl. hierzu LKP-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 4.3.1.3) der Leitenhänge. Die Verbindungsräume zwischen den Quellmooren und den Hangstreuwiesen sind möglichst offen zu halten und magerrasenartig zu entwickeln, um deren räumliche Isolation zu mildern. Die unregelmäßige, hutbaumartige Bestockung der Leitenhänge begünstigt die innere räumliche Kompartimentierung des Leitenhanges und erzeugt ein

hardtwiesenartiges Landschaftsbild. Der Waldrand am Leitenhang soll sowohl im Quellmoor- als auch im Magerrasenbereich als unscharfes Ökoton mit wechselnder Breite ausgebildet sein, um den saum- und waldrandbewohnenden Arten günstige Lebensmöglichkeiten zu bieten.

Handlungsbedarf:

- Erhaltung oder Wiederherstellung intakter Grundwasserverhältnisse, Beseitigung von Drägen;
- Beseitigung bzw. Fernhalten von "pumpendem Gehölzaufwuchs" im Bereich um die Schichtquellaustritte;
- Extensivierung des Geländes zwischen den einzelnen Hangstreuwiesen und Hangquellmooren zu hagerem artenreichen Grünland (vgl. Kap. 2.5.1.1);
- trophische und hydraulische Pufferung (vgl. Kap. 2.4.1) der Hangquellmoore zum Leitenoberhang und zur angrenzenden Hochfläche hin.

Leitbild 10: Isolierte Hangstreuwiesen und Quellfluren des Tertiärhügellands und des Albraufs

(s. Abb. 4/11, S. 296 und Abb. 4/12, S. 297)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Im Tertiärhügelland und am Albrauf (über Ornat- und Opalinustonen) zwischen dem Staffelberg (LIF) im Norden und Treuchtlingen (WUG) im Süden sind noch zahlreiche Streuwiesen- und Hangquellrieder von geringer Größe (fast immer 0,5 Hektar) in stark degradiertem Zustand und in isolierter Lage erhalten. Obwohl sie sich nur noch sehr eingeschränkt zur dauerhaften Erhaltung der für Streuwiesen und Quellrieder spezifischen Lebensgemeinschaften eignen, verdienen sie als heute in diesen Naturräumen sehr seltene Naturdokumente die Aufmerksamkeit des administrativen und privaten Naturschutzes.

Leitbild/Entwicklungsideale:

- Innenbereich mit einzelnen Gebüschchen, die Innenstruktur entspricht Leitbild 2 (s. S. 281);
- Umgebungsbiotope auf naturräumliche Situation abstimmen: am Albrauf bilden für Quellrieder der Ornatenterrasse Goldhaferwiesen, wechselfrische Silgen-Wiesenknopf-Mähwiesen, wechselfrische Kalkmagerrasen (mit *Carex flacca*) sowie hangaufwärts (Werkkalkstufe) Kalkbuchenwälder die Kontaktbiotope. Quellrieder über dem Opalinuston stehen in engem räumlichen Kontakt mit Streuobstbeständen.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Die Erhaltung des vollständigen Typenspektrums an Streuwiesen und Quellmooren in Bayern erfordert die Erhaltung der naturraumspezifischen Quellriedertypen des Tertiärhügellands und der Fränkischen Alb. Auch stark degradierte Objekte verdienen in diesen Naturräumen die Aufmerksamkeit des Naturschutzes. Das Entwicklungsziel besteht im wesentlichen in der Regeneration der spezifischen

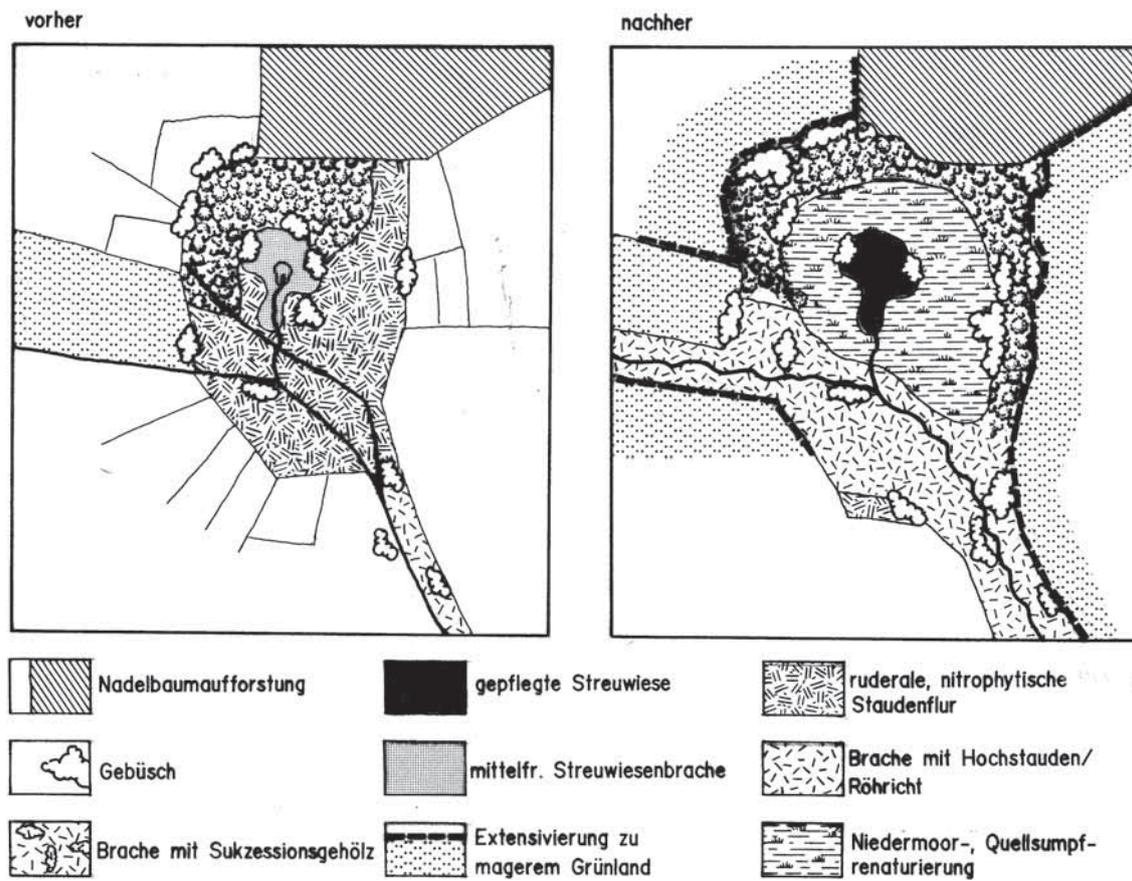


Abbildung 4/11

Leitbild 10: Isolierte Hangstreuwiesen und -quellfluren des Tertiärhügellands und des Albtraufs

Komplexeinbindung der Quellrieder, wie sie für den Albtrauf durch Abb. 4/12 (S. 297) wiedergegeben wird.

Handlungsbedarf:

- Sanierung des Bodenwasserhaushalts, Außerfunktionsetzen hangwärts querender Gräben;
- umfassende und sorgfältige Innenpflege aller Quellried-Hangstreuwiesen-Reste mit Vorkommen von MOLINION- und CARICION DAVALLIANA-E-Arten, ggfs. Handpflege dauernasser Quellaustritte;
- falls erforderlich Nutzungseinschränkung im hydraulischen Verflechtungsbereich;
- Erweiterung des Kernlebensraums durch Renaturierung (vgl. Kap. 2.5.1.1 bis 2.5.1.3) oder Neuanlage (Kap. 2.5.1.4) vernässungsfähiger Randzonen.

4.2.1.2.5 Streuwiesen der Niederterrassenmoore

Die Streuwiesen-Lebensräume in der nördlichen Münchener Ebene und im Donauried (z.B. Mertinger Höll) sind für einige Vogelarten als Brutgebiete immer noch von bayernweiter Bedeutung, die wie beispielsweise die Wiesenweihe, die Rohrweihe und

die Sumpfohreule die wesentlich höher gelegenen und somit klimatisch ungünstigeren Seebeckmoore des Voralpinen Hügel- und Moorlandes nur sehr unregelmäßig besiedeln. Zugleich besitzen diese Niederterrassenschottermoore eine hohe Bedeutung als Überwinterungsgebiete, beispielsweise für die Kornweihe und den Raubwürger. Die Bedeutung der letzten naturnahen Reste der Niederterrassenschottermoore für die Avifauna ist immer noch so groß, um die Pflege- und Entwicklungsplanung stark auf diesen Umstand hin einzustellen (vgl. Kap. 1.5.2.2) und neben den gemähten Streuwiesenflächen auch verschilfte und verhochstaudete Brachen zuzulassen, die als Schlaf- und Brutplätze für die Weihen dienen.

Leitbild 11: Struktureiche, einigermaßen noch in sich geschlossene naturbetonte Niedermoorreste

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

In fast vollständig kultivierten und großräumig intensiv genutzten Niedermooeren eingelagerte, in ihrem Wasserhaushalt +/- deutlich gestörte Streuwiesen-Restlebensräume, die durch andere, gehölzreiche Niedermoorlebensräume mit Sekundärbrüchen

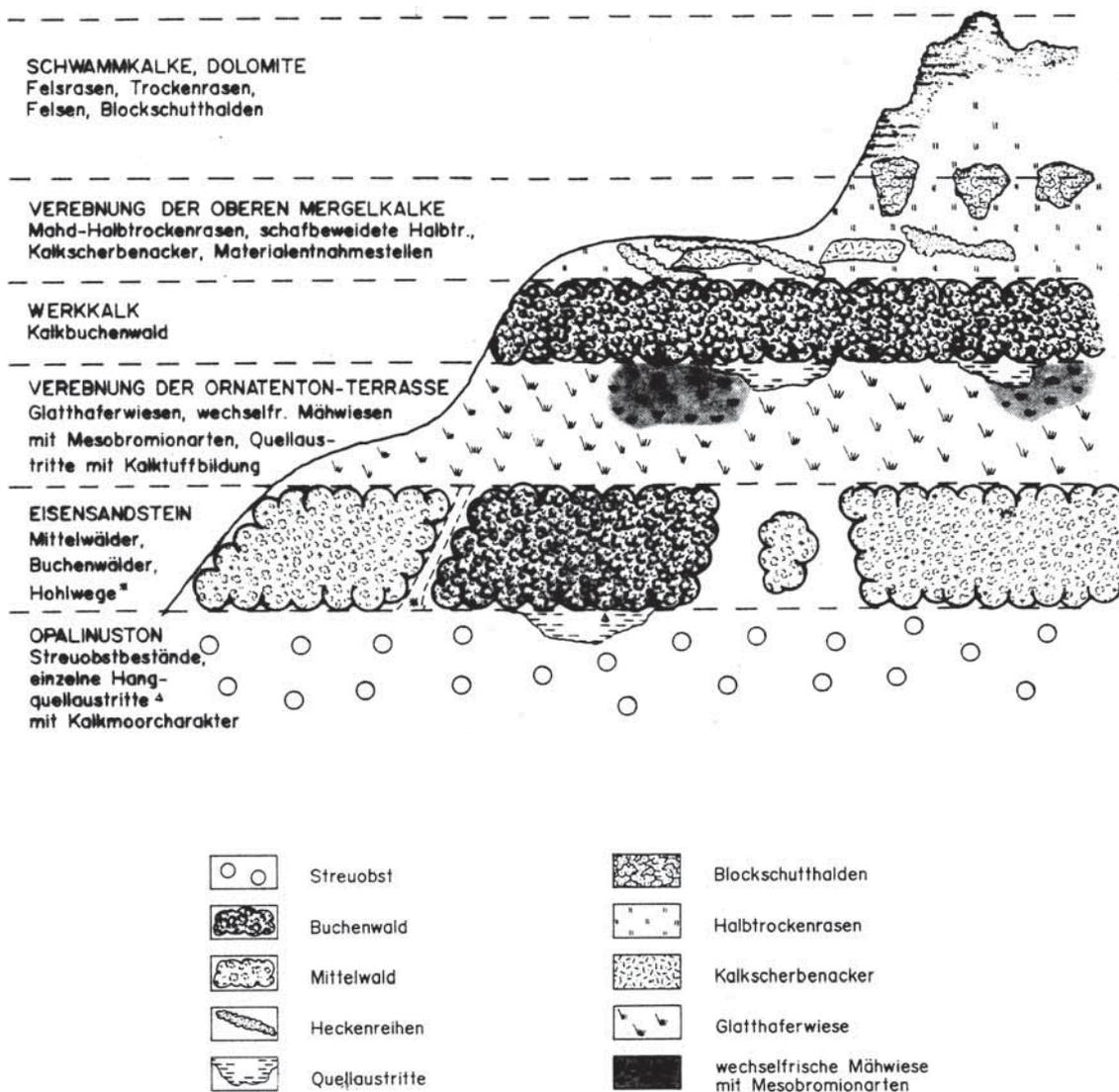


Abbildung 4/12

Leitbild 10: Anzustrebendes Biotop-Komplexgefüge am Albtrauf mitsamt den Quellriedern in den Stufen des Ornaten- und des Opalinustones (siehe auch LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 4.3.1.7). Die Abbildung gibt einen Überblick darüber, welche Lebensraumtypen in den einzelnen Traufstufen zu bevorzugen sind.

und Faulbaum-Gebüsch sowie durch Intensivparzellen voneinander getrennt sind. Beispiele für diese Zustandsbeschaffenheit sind die NSG Viehlaßmoos (ED), Mertinger Höll (DON), das Mittlere Freisinger Moos (FS) und das Obenhauser Ried (NU).

Leitbilder/Entwicklungsideale:

Bildliche Darstellungen: Siehe Abbildungen zu den Leitbildern Nr. 5 und 8 (Abb. 4/6, S. 287 und Abb. 4/9, S. 292). Sie lassen sich auf die Niederterrassenmoore mit naturnahen Restflächen übertragen.

- Regelmäßig gepflegte, möglichst eng miteinander verbundene (vgl. Kap. 2.6.2) Streuwiesen, eingebettet in ein Lebensraummosaik aus

Feuchtbrachen, Torfstichflächen und Moorgebüsch;

- überwiegend hoch anstehendes Grundwasser im Kerngebiet durch Wiedervernässung;
- stetiges Vorhandensein von wenig verwachsenen Abgrabungsflächen im weiteren Umkreis artenschutzbedeutsamer Bestände;
- Einrahmung des gesamten Niedermoorrestbestands von gehölzarmen Feuchtbrachen (Hochstaudenfluren oder Röhricht);
- Anbindung auch am Rand des Quellmoorrests gelegener Streuwiesen an den Kernlebensraum über "Feuchtachsen" (z.B. angestaute Gräben).

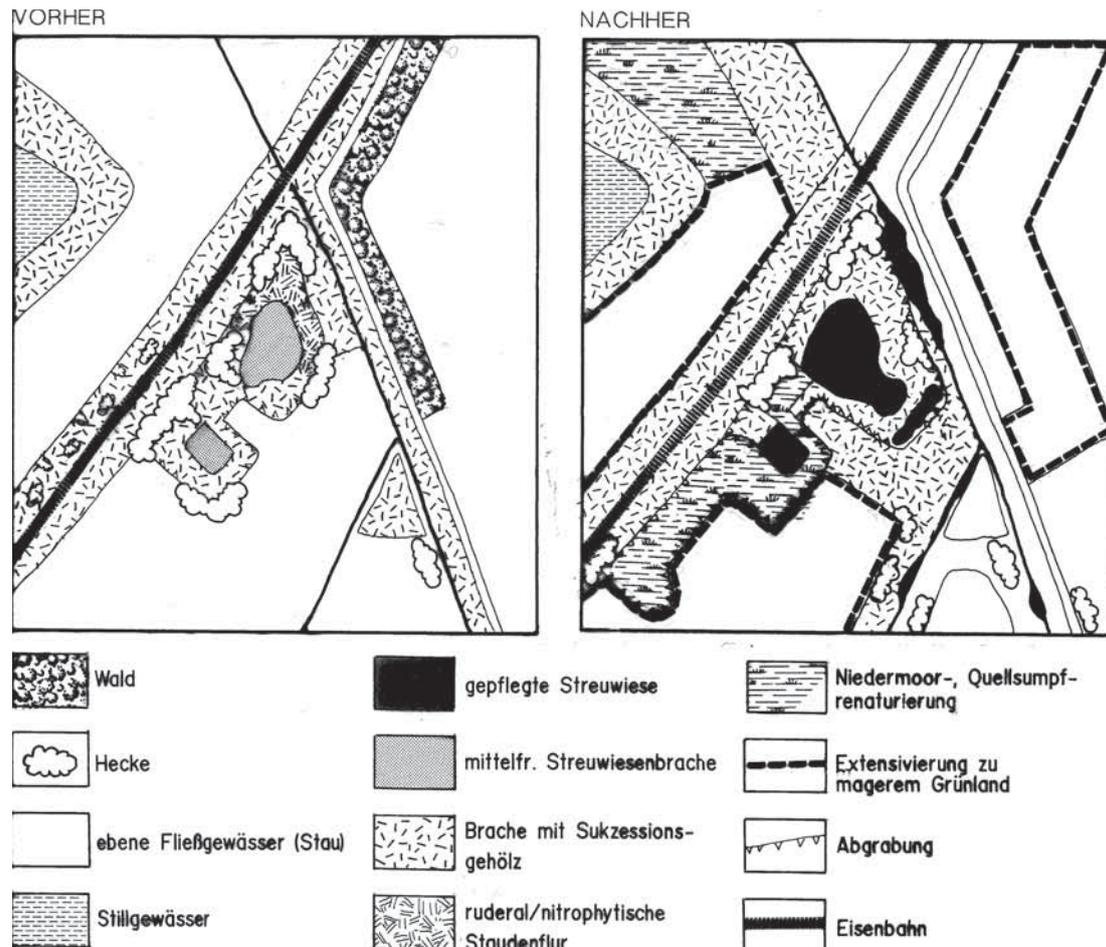


Abbildung 4/13

Leitbild 12: Weithin isolierte, degradierte Streuwiesenrestfläche in der AgrarlandschaftPflege- und Entwicklungsziele:

Vgl. Texte zu den Leitbildern Nr. 5 und Nr. 8.

Handlungsbedarf:

- Wasserhaushaltssanierung des kompletten Niedermoorrestbestands durch aktive Wiedervernässungsmaßnahmen;
- Ausdehnung der Streuwiesenpflege auf alle noch vorhandenen Restflächen, insbesondere Regeneration floristisch noch artenreicher Brachen;
- Erweiterung der Streuwiesenrestflächen durch randliches Ausholzen, Beseitigung jüngerer Verbuchungsstadien auch auf benachbarten, trockeneren Standorten;
- Neuanlageversuche (vgl. Kap. 2.5.1.4) durch kleinflächige Abgrabungen (z.B. Torfstechen), vor allem im Bereich von Grundwasseraustrittsstellen;
- Extensivierung, Aushagerung (vgl. Kap. 2.5.1.1), Wiedervernässung und Brachfallenlassen sämtlicher in den Streuwiesen-Restlebensräumen eingestreuter Intensivparzellen zur Schaffung von Hochstaudenfluren und/oder verschilfter Bereiche.

Leitbild 12: Weithin isolierte, degradierte Streuwiesenrestflächen in der Agrarlandschaft

(s. Abb. 4/13, S. 298)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Von anderen Niedermoor-Restlebensräumen weitgehend isolierter, von der intensiv genutzten Umgebung ungenügend abgepufferter, häufig degradierter Streuwiesenrest (vielfach sekundär entstanden in Abgrabungsflächen). Solche Streuwiesenreste finden sich zerstreut in Tälern der Iller-Lech-Schotterplatte und des Tertiärhügellands, als Bahngruben im Donaumoos (ND, PAF) und Unteren Isartal (LA, DGF, DEG).

Entwicklungsideale:

- Einrahmung der Restfläche durch ausgehagerte Umgebungsflächen;

Flächen mit Artenschutzbedeutung:

- Regelmäßig gepflegter, gehölzärmer Bestand mit unmittelbar angrenzender Feuchtbrache oder sekundär entstandenen, artenschutzrelevanten Flächen;

- Lebensraumverbund mit weiteren Niedermoorresten über breite Grabenrandstreifen oder feuchte Waldränder bzw. Moorgebüschsäume.

Bereits stark degradierte Flächen ohne besondere Artenschutzbedeutung:

- verbuschende, strukturreiche Brache mit buchtigen, gestuften Außensäumen.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Das Pflege- und Entwicklungsziel kann wegen der Kleinheit und der Isolation der Fläche kaum über die Erhaltung einer stark verarmten Fragment-Streuwiesen-Lebensgemeinschaft hinausgehen (vgl. Kap. 2.6.1). Da es sich bei den letzten wahrnehmbaren Resten einstmals viel größerer Niedermoorgebiete um die letzten Dokumente des ehemals die gesamte Landschaft prägenden Lebensraumtyps handelt, rechtfertigen auch extrem geschrumpfte und degradierte Streuwiesenreste als Zeugen der Landschaftsgeschichte die Aufmerksamkeit des administrativen und privaten Naturschutzes.

Handlungsbedarf:

Allmähliche Zustandsverbesserung der bezüglich Artenschutz, Lebensgemeinschaften oder Struktur hochwertigen Restflächen durch:

- Aushagerung und Brachfallenlassen angrenzender Flächen sowie Verzicht auf Drainageunterhaltung;
- sorgfältige, unter Umständen kleinteilig differenzierte Bestandspflege;
- kleinräumige Abgrabungen in der Erweiterungsfläche, insbesondere an Grundwasseraustrittsstellen;
- Anbindung an weitere Feuchtgebietsrestflächen über entsprechend gestaltete Grabenränder;
- trophische und hydraulische (sofern möglich) Pufferung (vgl. Kap. 2.4.1).
- Sukzession stark degradierter Restflächen ohne Artenschutzbedeutung, eventuell Randpflege zur Entwicklung eines verbundwirksamen Saums.

4.2.1.2.6 Riedwiesen und Niedermoore der Mittelgebirge

In vielen Punkten sind die "Streuwiesenkomplexe" der Silikatmittelgebirge so deutlich von den klassischen, voralpenländischen Streuwiesen abgehoben, daß sie eigenständig erscheinen müssen. Eine klare Zuordnung zu "Streuwiese" und "Futterwiese" ist hier oft nicht möglich. Brachetendenzen erfassen in den Niederungen und abgelegenen Tälern meist beide und verschmelzen sie zu optisch aus der Ferne oft kaum unterscheidbaren Komplexen. Die Trennung der beiden Biototypen ist oft nur vegetationskundlich möglich (vgl. Kap. 1.1.2 in diesem Band und in LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"). Mit dem Ersatzbegriff "Sauergraswiesen" oder "Riedwiesen" umgeht man dieses nomenklatorische Dilemma. Spezifisch sind meist auch die natürliche Wasserversorgung (oft vorherrschend wechsellasse oder wechselfeuchte Standorte, oberflächennahe Hangwasser-

ströme, selten Schichtquellhorizonte, Bachüberflutungen) und die landschaftliche Einbindung (meist an Wälder grenzend, enge Verzahnung mit Fließgewässern, bodensauren Magerrasen und Bergwiesen).

Trotz dieses vergleichsweise unscharfen "Typenprofils" und eines meist blüten- und artenärmeren Aspekts sind die offenen, ungedüngten Naß- und Feuchtstandorte der Mittelgebirge von großer naturgeschichtlicher Bedeutung für diese Räume. Auch in Granit- und Gneisgebieten können sie eine Reihe von Basenzeigern enthalten (z.B. *Carex davalliana*, *Pinguicula vulgaris*, *Scorzonera humilis*, *Dactylorhiza majalis*). Seltenste Eiszeitrelikte und isolierte Arealgrenzvorkommen kommen oft unter größten Bestandesrisiken (noch) vor, so etwa Tarant (*Swertia perennis*) und Karlszepter (*Pedicularis sceptrum-carolinum*) im Bayerischen Wald, Moorfett henne (*Sedum villosum*) in der Rhön, im Fichtelgebirge und im Bayerischen Wald, das Laubmoos *Paludella squarrosa* im Bayerischen Wald.

Außerordentlich charakteristisch und für die Pflege bedeutsam ist die enge räumliche und zeitliche Verzahnung mit Torfmoos-Zwischenmooren und torfmoosreichen Quellmooren (Alte Gebirge, Frankenwald). Alte Streuwiesengebiete haben sich in humider Lage zu (Pseudo-) Hochmooren fortentwickelt, denen man ihre ursprüngliche anthropogene Prägung nicht mehr ansieht (z.B. Haidenaabquellgebiet/BT, Zeitelmoor/WUN, Peripherie des Klosterfilzes/FRG). Streunutzung drang auch in den Mittelgebirgen in minerotrophe Hang- und Sattelmoores vor (z.B. Prackendorfer Moor/SAD, Firmiansreuther Waldmoore/FRG).

Leitbild 13: Riedwiesen in Mittelgebirgstälern

(s. Abb. 4/14, S. 300)

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

Meist brachgefallene Riedwiesenfragmente in (Wiesen-)Tälern und Feuchtniederungen des Bayerischen Waldes, Böhmerwaldes, Oberpfälzer Waldes, Fichtelgebirges, Vogtlandes, Frankenwaldes, Münchberger Berglandes, Spessarts und Odenwaldes, bedingt auch des Keuper-Lias-Landes (Steigerwald, Haßberge, Frankenhöhe); meist nur unscharfe "Biototypengrenzen" zu - oft ebenfalls brachgefallenen - Talfeuchtwiesen, Hochstaudenfluren und Magerwiesen/Bergwiesen/bodensauren Magerrasen; Biotopgestaltung ist in hohem Maße auch auf Kontaktbereiche zu beziehen.

Entwicklungsideale:

- Riedwiesenkerne eng mit gehölzfreien, feuchtgrünlandartigen Flächen von insgesamt mehreren Hektar Größe verzahnt;
- Komplexlebensraum aus Riedwiesen, Feuchtwiesen, aus strukturreichen Feuchtbrachen und kleinen Erlenbruchwäldern, aus Bachläufen, Bachufer-Röhrichtern und Hainmieren-Schwarz-erlen-Galeriewäldern;
- Verbindung streuwiesenartiger Restflächen über die Hochstauden- oder Röhrichtsäume entlang

- der Fließgewässer sowie Ausmagerungstreifen vor den Waldrändern.
- Ggfs. oberwärts anschließende bodensaure Magerrasen sind in den Gesamtlebensraum zu integrieren. Streuwiesenreste sollten durch etwa 10 bis 20 Meter breite streuwiesenartige Verbindungs"brücken" verbunden werden (vgl. Kap. 2.6.2 und 2.6.3). Nur dadurch ist die riedwiesentypische Kleinfäuna langfristig zu sichern. In mehrere Hektar großen Streu- und Feuchtwiesen-Komplexlebensräumen mit Hochstaudenfluren, Weidengebüschen und Schwarzerlenwäldern lassen sich darüber hinaus Singvogelarten der Feuchtgebiete wie z.B. das Braunkehlchen (vgl. Kap. 1.5.2.2) erhalten.
 - Erweiterung kleiner Streuwiesenkernflächen auf wenigstens 1 ha Mahdfläche;
 - Verbindung der Reststreuwiesen durch 10 bis 20 Meter breite Mahdbänder und Mahdschneisen entlang und durch Hochstaudenfluren und Röhrichte (vgl. Kap. 2.6);
 - Anbindung nur unregelmäßig gepflegter Zwickelflächen und Säume im Talraum über gleichermaßen behandelte Grabenränder;
 - Reduzierung verbundstörender und Blickachsen-beeinträchtigender Aufforstungen im Talraum (vgl. Kap. 2.5.1.3).

Leitbild 14: Bodensaure Quellmulden in Mittelgebirgslandschaften

(s. Abb. 4/15, S. 301)

Handlungsbedarf:

- Sorgfältige, auf die spezifischen Lebensgemeinschaften abgestimmte Pflege sämtlicher Restbestände;

Ausgangssituation/Anwendungsbereich:

In extensiv genutzter Kulturlandschaft an Schichtquellaustritten eingebettete bodensaure Kleinseg-

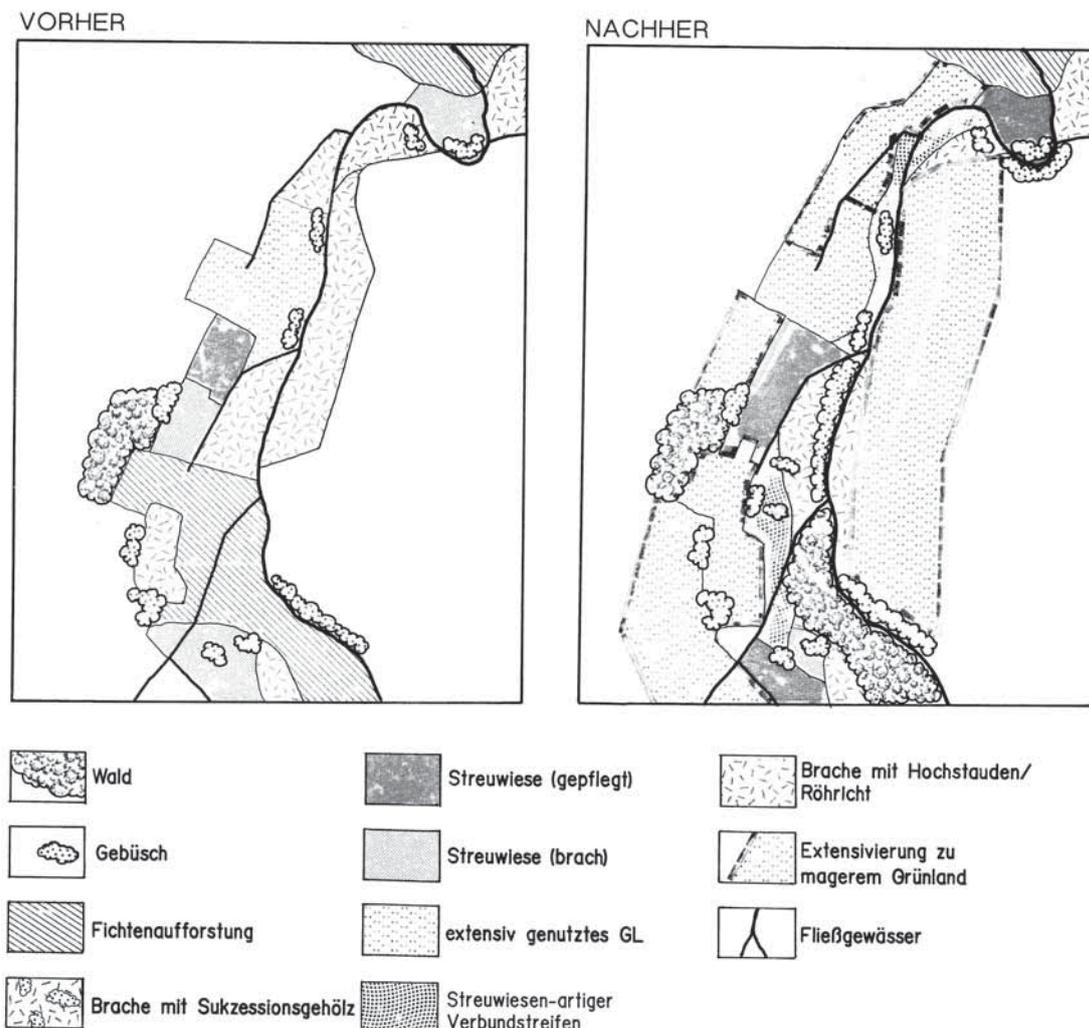


Abbildung 4/14

Leitbild 13: Tal-Streuwiesen in Mittelgebirgslandschaften

gensümpfe, meist gruppenweise angeordnet, mit breiten Übergangszonen zu trockeneren Standorten. Beispiele dafür finden sich im Inneren Bayerischen Wald zwischen Finsterau und Jandelsbrunn (FRG).

Leitbilder/Entwicklungsideale:

- Mosaikartige Verflechtung oder Verzahnung unterschiedlicher naturnaher Lebensraumtypen;
- teilweise verbuschende Hochstaudenfluren auf den sickerfrischen Umgebungsflächen;
- in den Lebensraumkomplex eingelagerte Geotope oder Agrotopen aus naturraumtypischem Gestein;
- Wechsel zwischen gemähten und ungemähten Teilflächen in unregelmäßiger Form und Ausdehnung.

Pflege- und Entwicklungsziele:

Ziel ist die Erhaltung hydraulisch intakter und die Renaturierung im Wasserhaushalt gestörter Pfeifengraswiesen und Herzblatt-Braunseggensümpfe (vgl. Kap. 1.4.3), wobei der Komplexzusammenhang mit Feuchtwiesen, Ohrweidengebüschen, Hochstaudenfluren, Schwarzerlenwäldchen und bodensauren Magerrasen auf angrenzenden Mineralböden zu erhalten bzw. wieder herzustellen ist. Zwischen eng benachbarten Quellmulden soll der Austausch von

Streuwiesen-Organismen durch Schaffung einer günstigen rasenartigen Verbundstruktur gewährleistet sein.

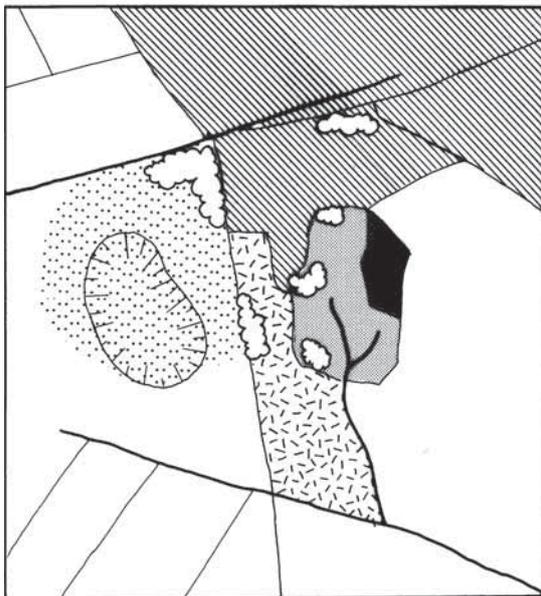
Handlungsbedarf:

- Behandlung des gesamten Lebensraumkomplexes als Pflegeeinheit (Abstimmung der Pflege der einzelnen Lebensraumtypen aufeinander);
- Aussparung der besonders stark vernähten Zonen um die Quellaustritte von maschineller Pflege;
- Freihalten bzw. Beseitigung von Aufforstungen in Quellmulden und deren Umfeld;
- Verbindung der Kleinseggensümpfe über gehölzfreie Staudenfluren;
- Beseitigung entwässernder hangquerender Gräben oberseits der Quellfächer;
- trophische und hydraulische Pufferung (vgl. Kap. 2.4.1) der Quellmulden.

4.2.2 Pflegemaßnahmen

Dieses Kapitel gibt Hinweise und Empfehlungen zur Behandlung für +/- intakte Streuwiesen, Riedwiesen, Quellmoore und die traditionellen Moorweideflächen. Die Pflegeempfehlungen basieren vorwiegend auf den bisherigen Erfahrungen in

VORHER



NACHHER

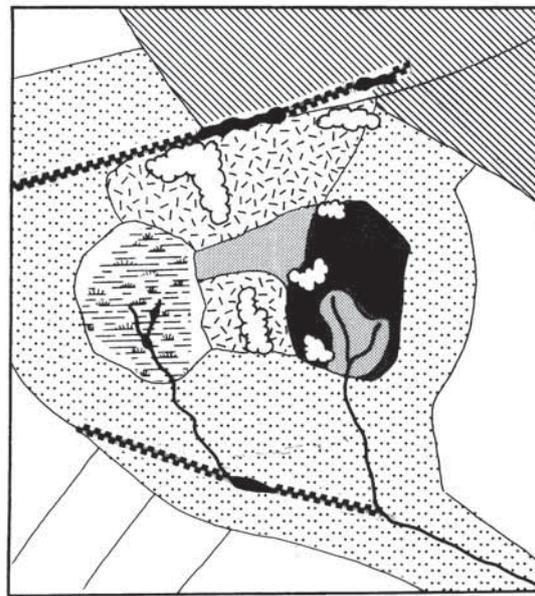


Abbildung 4/15

Leitbild 14: Bodensaure Quellmulden der Mittelgebirge

der Praxis und berücksichtigen die Ergebnisse bisheriger einschlägiger wissenschaftlicher Begleituntersuchungen mit. Zusätzlich werden auch einige Pflegealternativen vorgeschlagen, die zwar bislang wenig angewandt worden sind, von denen jedoch erwartet werden kann, daß sie sich für die Erhaltung der Streuwiesenflächen eignen und sich leicht in die Praxis umsetzen lassen.

Zur Pflege und Entwicklung von Streuwiesen scheiden jedoch von vornherein folgende Maßnahmen und Verfahren aus:

- **Verstärkte Entwässerung** als Pflegeerleichterung gegenüber dem gegenwärtigen Zustand (vgl. Grundsatz Nr. 14);
- **kontrolliertes Brennen** ist hinsichtlich der Bestandesentwicklung nicht zielführend (vgl. Kap. 2.1.1.5 und 2.1.2, "Abflämmen") und zudem mit enormen Durchführungsproblemen behaftet (vgl. Kap. 3.4.8).

Hinweise zur Unterhaltung bestehender Entwässerungsgräben, die zwar als ein Teilelement vieler Streuwiesen-Lebensraumkomplexe gelten können, zur Streuwiesen-Bewirtschaftung jedoch keineswegs immer zwingend erhalten werden müssen, finden sich in [Kap. 4.2.6](#) "Flankierende Maßnahmen" (S. 338).

Das Kapitel "Pflegemaßnahmen" ([Kap. 4.2.2](#)) gliedert sich in drei Unterkapitel. Gegenstand des ersten Unterkapitels ([Kap. 4.2.2.1](#), S. 302) sind die Bestandestypen, wobei zunächst allgemeine Aussagen zur Pflege der Streuwiesen-Lebensräume getroffen werden ([Kap. 4.2.2.1.1](#)), anschließend Auskünfte für unterschiedliche Streuwiesen-Lebensraumtypen erteilt werden (vgl. [Kap. 4.2.2.1.2](#) bis [4.2.2.1.6](#)). Das zweite Unterkapitel ([Kap. 4.2.2.2](#), S. 311) befaßt sich mit der Abstimmung der Pflege auf besonders naturschutzbedeutsame Arten, deren Ansprüche bereits ausführlich in den Kapiteln 1.4.2 und 1.5.2 dargestellt wurden.

Das dritte Unterkapitel vermittelt schließlich Pflegeempfehlungen zu den im Kapitel 1.4.3 besprochenen Pflanzengesellschaften. Zahlreiche Streuwiesen setzen sich aufgrund von Standortunterschieden und Randeinflüssen aus unterschiedlichen Pflanzengesellschaften zusammen. Eine strenge Ausrichtung des Pflegemaßnahmenkataloges lediglich auf Pflanzengesellschaften hin, wie es BRIEMLE et al. (1991) vornehmen, kann deshalb im Einzelfall erhebliche Schwierigkeiten bei der Umsetzung in die Praxis verursachen, zumal die korrekte Ansprache einer Pflanzengemeinschaft keineswegs immer einfach und eindeutig vollzogen werden kann. Zudem bestehen faunistische Verflechtungen mit Nachbarlebensräumen, die entsprechende Rücksichtnahmen bei der Wahl der Pflege erfordern. Aus diesen Gründen sind die Empfehlungen der [Kapitel 4.2.2.2](#) und [4.2.2.3](#) als komplementäre Ergänzung und Modifizierung zu den Aussagen des [Kapitels 4.2.2.1](#) zu verstehen, die auf den gesamten Streuwiesen-Lebensraum hin bezogen sind.

4.2.2.1 Pflege der Bestandstypen (Bearbeitet von U. Schwab, unter Mitwirkung von B. Quinger)

4.2.2.1.1 Allgemeine Empfehlungen und Hinweise zur Streuwiesenpflege

A) Ungelenkte Entwicklung/Brache, Pflegeverzicht

Der Verzicht auf die Bestandspflege der Streuwiesen i.e.S. und ehemals streugenutzter Bestände soll gemäß Grundsatz 2 nur in Ausnahmefällen erfolgen. In Bayern besteht derzeit kein Mangel an Streuwiesenbrachen; vielmehr nehmen diese insgesamt weit größere Flächen ein als noch bewirtschaftete bzw. gepflegte Bestände. Dennoch ist in einigen Situationen in Streuwiesen-Lebensräumen der Pflegeverzicht angezeigt. Dies gilt insbesondere für Vegetationsbestände, die keiner Pflege bedürfen oder die bei "Pflege" sogar Schaden erleiden. Erweist sich Bestandespflege als überflüssig, so muß dies keineswegs für **Pufferungs- oder Erweiterungsmaßnahmen** (s. [Kap. 4.2.3](#), S. 325) oder **flankierende Maßnahmen** (s. [Kap. 4.2.6](#), S. 338) gelten, z.B. zur Sanierung des Wasserhaushalts. Im Wasserhaushalt unbeeinträchtigte Übergangsmoorkomplexe bedürfen zwar keiner Pflege, sie sind aber auf sehr wirksame trophische und hydraulische Pufferungen (vgl. [Kap. 2.4.1](#)) essentiell angewiesen !

Keine aktive Pflege soll in den Teilbereichen der Streuwiesen- und Niedermoor-Lebensräume stattfinden, für die folgendes zutrifft:

- 1) Sehr nasse Standorte mit annähernd natürlichen, sich weitgehend selbsterhaltenden, nahezu baumfreien Lebensgemeinschaften; eine Bestandspflege erübrigt sich bzw. schadet sogar; hierunter fallen insbesondere:
 - Kernzonen hydrologisch unbeeinflusster Quellsümpfe mit vegetationsarmen, dauernassen Quellschlenken und noch wachsenden Kalktuffbänken. Die Vegetationsbestände sind an solchen Stellen gewöhnlich schütter und lückig; bezeichnend ist das Auftreten der Gesellschaft der Armblütigen Binse (*Eleocharis quinqueflora*), von Blaualgen der Gattung *Nostoc* in den Rieselbahnen (vgl. BRAUN 1968: 65 f.), sowie auffällig massierter Bestände des Langblättrigen Sonnentaus (*Drosera anglica*).
 - Hydraulisch weitgehend unbeeinflusste Übergangsmoore (vgl. [Kap. 1.4.3.5](#)). Vor allem die Übergangsmoore, deren Lebensgemeinschaften nicht pflegebedürftig sind, sind sehr druck- bzw. trittempfindlich und lassen sich zu meist maschinell gar nicht oder höchstens ausnahmsweise in sehr trockenen Jahren mähen. Da eine stärkere Verbuschung intakter Übergangsmoore als primär waldfreier Standorte nicht möglich ist und die Ansiedlung einzelner Gehölze nur an trockenen Sonderstandorten punktuell zu erwarten ist, steht die ungelenkte Entwicklung dort in Einklang mit den Zielen des Naturschutzes wie Artenschutz, Landschaftshaushalt- und Landschaftsbildfunktion.

- Ständig sehr nasse, weitgehend gehölzfreie, auch früher nur in sehr trockenen Jahren gemähte Röhrichte und Großseggenrieder auf Niedermoorstandorten oder Mineralböden, z.B. Schilfröhricht, Rohrglanzgrasröhricht, überwiegend bultige, artenarme, mehr als sechs Monate im Jahr überstaute Großseggenrieder, insbesondere Verlandungsausbildungen des Steifseggenrieds (CARICETUM ELATAE), des Schnabelseggenrieds (CARICETUM ROSTRATAE), und des Schwarzschofpseggenrieds (CARICETUM APPROPINQUATAE).
 - Rispenseggenrieder (CARICETUM PANICULATAE) quelliger Stellen.
 - Sekundär wiedervernäßte Brachflächen artenarmer Streuwiesen (nach dem Verfall der Entwässerungseinrichtungen) ohne Artenschutzbedeutung;
 - brachliegende "vertorfmoosende" (vgl. Kap. 2.2.1.2.7) Streuwiesen im Randbereich von Hochmooren und Pseudohochmooren;
 - sämtliche Schneidbinsenröhrichte (CLADIETUM MARISCI).
- 2) Mäßig bis stärker entwässerte Streuwiesen (brachen) ohne besondere Bedeutung für das Landschaftsbild und Verbundfunktion, deren Pflege mit enormen Aufwand verbunden wäre. Zur Einleitung einer naturgemäßen Entwicklung zu Bruch- oder Moorwäldern muß eine Renaturierung des Standorts durch Wiedervernässungsmaßnahmen hinzutreten (s. Kap. 4.2.4.1, S. 328). Dies trifft im allgemeinen zu für:
- Mäßig bis stark entwässerte, u.U. auch angedüngte Streuwiesenbrachen mit stark bultiger Oberfläche und mächtiger Streuauflage oder bereits hohem Deckungsgrad an Sukzessionsgehölzen (Deckung der über 2-3 Meter hohen Strauchschicht über 50%).
Pflege nur wiederaufnehmen, wenn die Streuwiesenbrache eine Schlüsselposition für Verbundüberlegungen einnimmt. Besitzt die Fläche keine Bedeutung für den Verbund von Streuwiesenflächen, so stellt sich die Frage, ob sich der hohe Kosten- und Arbeitsaufwand vertreten läßt, der mit der Abräumung und der Renaturierung der Streuwiesenvegetation verbunden ist. Der Abwägungsprozeß muß auf den jeweils konkreten Einzelfall hin bezogen und entschieden werden.
 - Vegetationstypen auf verdichteten, teilweise auch entwässerten, mineralarmen Übergangs- oder Hochmoortorfen: artenarme Pfeifengras- oder Rasenbinsen (*Trichophorum cespitosum*)-Dominanzbestände oder Schnabelried (*Rhynchospora alba*)-Rasen mit Torfmoos-Bulten und ombrotrophenten Pflanzenarten (z.B. *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccus*). Die (ungelenkte!) Entwicklung zu einem Schnabelbinsen-Übergangsmoor oder Torfmoos-Haarbinsenrasen ist im allgemeinen einer Wiederaufnahme der Streumahd vorzuziehen, die lediglich artenarme Pfeifengras- und Haarbinsenrasen ohne floristische und faunistische Besonderheiten erzeugen würde.

Zur Berücksichtigung tierökologischer Belange kann eine Pflege eines Teils der unter (2) genannten Bestände erforderlich sein. Einige Flächen zwischen Sphagnummoor-Komplexen und benachbarten Streuwiesenarealen sollten durchgängig offen bleiben, um den Bedürfnissen von Biotopkomplexbewohnern wie Hochmoor-Gelbling und Kreuzotter entgegenzukommen (vgl. Kap. 4.2.1.2.3, S. 290, Leitbild 7). Keinesfalls dürfen jedoch zu diesem Zweck noch erhaltene, naturnahe oder gar natürliche Moorrandwälder zur Öffnung des Hochmoorrandes entfernt werden !

B) Mahd

Als traditionelle Hauptnutzung kennzeichnet die herbstliche Streumahd den Lebensraumtyp Streuwiese und prägt dessen Lebensgemeinschaften. Wo immer es die regionalen Rahmenbedingungen ermöglichen, soll die Herbstmahd auch künftig die bevorzugte Grundpflegeform von Streuwiesen darstellen. Mähbedürftigkeit, idealer Schnittzeitraum und der langfristig auftretende "Pflegeumfang" dürfen für die einzelnen Streuwiesentypen jedoch nicht über einen Leisten geschoren werden. Anzustreben ist eine Anpassung der **Mahdhäufigkeit** an die Aufwuchsmenge wie folgt:

- (1) Jährliche Mahd bei Streuwiesentypen mit einer Ertragsleistung von ca. 35 bis 40 dt Trockensubstanz/ha und Jahr, da sich aus der abgestorbenen Phytomasse bereits im ersten Winter eine den Boden fast vollständig verdämmende Streufilzdecke bilden kann. Zu diesen ertragsreichen Streuwiesentypen gehören Rohrpfefengraswiesen, produktive *Molinia caerulea*-Streuwiesen und Steifseggen-Streuwiesen.
Ein Aussetzen der Mahd sollte nur in sehr nassen Jahren, im Mittel höchstens alle 5 bis 10 Jahre erfolgen. In die Mahdfläche können auch Brachestreifen eingestreut werden, die von Jahr zu Jahr wandern und maximal 10 bis 20% des Mahdterrains umfassen. Die jährliche Mahd ist vor allem für Streuwiesen an mesotrophen Standorten (Mineralböden, stark mit Mineralstoffen durchschlickte Niedermoore) notwendig, die bei Brache rasch mit FILIPENDULION-Arten verhochstauden (vgl. Kap. 2.2.1.2.3) oder verschilfen (vgl. Kap. 2.2.1.2.5). Sollen aufgedüngte Streuwiesen ausgehagert werden, so kann anfangs ein zweischüriges Mahdregime angebracht sein (vgl. Kap. 2.5.1.1). Detaillierte Empfehlungen und Hinweise zur Renaturierungsmahd sind dem Kapitel 4.2.4.1 (S. 328) zu entnehmen.
- (2) Jährliche Mahd bei Streuwiesen mit einer Aufwuchsmenge von 20 bis 35 dt TS/ha und Jahr; im Turnus von drei bis fünf Jahren kann eine Brachejahr eingelegt werden, ohne daß durch die Brache Negativveränderungen wie ein erheblicher Rückgang niedrigwüchsiger Rosettenpflanzen zu erwarten (vgl. BOSSHARD et al. 1988 und Kap. 2.2.1.3) sind.
Als Richtschnur eignet sich diese Vorgabe für ertragsärmere, kleinseggenreiche und lückenhafte Pfeifengraswiesen; die Mehrzahl aller

mäßig produktiven Kleinseggen- Gesellschaften wie z.B. Braunseggenrieder, Herzblatt-Braunseggenrieder, Davallseggenrieder, Kopfbinsenrieder, Knotenbinsen- und Waldbinsenrieder.

In den Mähflächen können Brachestreifen eingezogen werden, die etwa 20 bis 30% der Mähfläche umfassen und von Jahr zu Jahr wandern (vgl. Foto 18).

- (3) Mahd im ca. zweijährigen Abstand bei besonders ertragsarmen Kleinseggen- und Kopfbinsenriedern mit Aufwuchsmengen unter 20 dt TS/ha und Jahr (z.B. schwach produktive Kopfbinsenrieder, Mehlsprimel- Haarbinsen- Bestände); die Mähbarkeit und eine rasig-lückige Struktur bleiben auch bei diesem gestreckten Turnus erhalten (nur geringe Horst- bzw. Bultbildung), andernfalls ist auf Management (2) umzuschalten.

Feste **Schnittzeitpunktvorgaben** für bestimmte Bestandstypen sind aus naturschutz-bezogener Sicht aufgrund der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Witterungsverhältnisse und der je nach Höhenlage variierenden phänologischen Entwicklung nicht ratsam. Vielmehr empfiehlt sich für großräumige Streuwiesengebiete die Einhaltung einer bestimmten Mahd-Reihenfolge. Letztlich sollen vorrangig trockene Witterungsabschnitte zur Streuwiesen-Mahd genutzt werden, um den Boden durch das Befahren mit den Mähgeräten nicht unnötig stark zu beanspruchen. Um die Berechtigung auf Inanspruchnahme von Förderprogrammen kontrollieren zu können, ist jedoch die Vorgabe eines groben Rahmens unerlässlich:

- In Gebieten mit Bedarf an Einstreu Herbstmahd sämtlicher Streuwiesentypen; im September sollte mit der Mahd von Kleinseggen- und Kopfbinsenriedern begonnen werden, die reich sind an im Frühling und Frühsommer blühenden Rosettenpflanzen und arm sind an hochwüchsigen, erst im (Spät)Sommer blühenden Schaftstauden (vgl. Kap. 2.1.1.1 und 2.1.1.2 sowie Kap. 2.1.2, "Herbstmahd" und "Sommermahd"). Die Mahd insbesondere der jährlich zu mähenden Pfeifengraswiesen und weiterer Streuwiesen-Bestände mit spätblühenden Pflanzenarten sollte nicht vor Anfang, besser nicht vor dem 10. Oktober vorgenommen werden.
- In Gebieten ohne aktuellen Einstreubedarf und (noch) fehlender thermischer Verwertbarkeit der Streu bzw. in Gebieten mit traditioneller Heumahd-Bewirtschaftung der Moorwiesen wie es in weiten Teilen Ost- und Nordostbayerns der Fall war (vgl. Kap. 1.6.1.3), empfiehlt sich die Mahd von Teilflächen bereits im August, damit das Schnittgut gut getrocknet als Rauhfutterzusatz oder Pferdefutter ("Roßheu") lagerfähig und verwendbar wird. Zur Vermeidung einer längerfristig zu erwartenden Artenverarmung muß insbesondere für Flächen mit spätblühenden Pflan-

zenarten die Augustmahd auf einen wenigstens zweijährigen, besser dreijährigen Turnus beschränkt werden.

Vorgehensweise:

Um bei der Mahd die Böden nicht unnötig stark zu belasten und zu verdichten bzw. zu versuhlen, sind Mäh- und Ladefahrzeuge mit möglichst geringer Bodenauflast einzusetzen. Die Montage von Breit- bzw. Gitterrädern ("Terrabereifung") und eine Absenkung des Reifendrucks sollte auf nassen Moorflächen obligatorisch sein und deren Anschaffungskosten bei Förderprogrammen berücksichtigt werden (s. Kap. 5.1 und 5.2).

Besonders nasse, nicht tragfähige Stellen innerhalb von Streuwiesen (meist kenntlich an besonders schütterem Bewuchs) wie z.B. Quellschlenken oder Flutmulden, sollen unbedingt von maschineller Mahd mit schwerem Gerät ausgespart bleiben (s. Leitbild 2, S. 281). Solche belastungsempfindlichen Stellen sollten allenfalls mit leichten Einachsmähern oder mit der Motorsense nachgemäht werden. Die Abschnitte von Hangquellmooren mit morphologisch unversehrten Sicker- und Rieselbahnen dürfen keinesfalls mit Traktoren befahren werden, da durch das Einpressen von querenden Reifenspuren die Abflußverhältnisse in den Rieselfächern verändert werden!

In weithin ebenen oder schwach geneigten Streuwiesen-Lebensräumen ist ein gelegentliches, seichtes Einsinken des Mäh- oder Ladefahrzeugs auf einigermaßen tragfähigen Flächen (bis maximal 10 cm) hinnehmbar. Temporär wassergefüllte Wagenspuren bilden sogar einen zusätzlichen Kleinlebensraum, in dem bevorzugt therophytische Arten wie *Cyperus flavescens* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5), *Triglochin palustre* oder *Pedicularis palustris* gedeihen. Ebenso bieten sie verschiedenen Dornscreckenarten, Wasserkäfern und Naßstellen-Pionieren unter den Laufkäfern geeigneten Lebensraum. Nicht akzeptabel sind jedoch flächenhafte Verspurungen der Streuwiese durch die für die Mahd und für die Streubringung eingesetzten Fahrzeuge oder sogar flächenhafte Zerstörungen der Vegetationsdecke.

Die mittlere Schnitthöhe soll mindestens 5 cm, besser 8 cm betragen, um die nährstoffspeichernden Sproßbasen der Sauergräser nicht zu erfassen und die Moosdecken nur in geringem Umfang (an kleineren Erhebungen) herauszureißen. Eine hohe Schnitthöhe von ca. 10 cm sollte bei zeitigen Septemberschnitten gewählt werden. Die Nährstoffrückverlagerung ist zu diesem Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen, so daß bei hochangesehntem Schnitt die Stoffverluste geringer ausfallen (vgl. PFADENHAUER 1989: 36).

Auf stärker bultigen Pfeifengraswiesen oder Kopfbinsenriedern, in Großseggenriedern und in Streuwiesen mit *Succisa pratensis*-Beständen, die vom Abbiß-Schneckenfalter besiedelt werden* , sollten

* Gefahr der Zerstörung der knapp über der Bodenoberfläche angelegten Überwinterungsgespinnste.

die Mähgeräte ebenfalls nicht unter 10 cm Schnitthöhe eingestellt werden. Kleinreliefierte Streuwiesen (z.B. mit Buckelrelief) und steilere Hangwiesen sind mit zweiachsigen Balkenmähern zu schneiden, die sich an das Gelände besonders gut anpassen können.

Bei einigermaßen trockener Witterung sollte das Mähgut wenigstens eine Woche lang auf der Fläche liegen bleiben, bis es nach einer mehrtägigen niederschlagsfreien Periode entfernt wird. Die im Herbst geschnittene, verdorrte Streu braucht bei weitem nicht so stark getrocknet werden wie Heu. Auch eine Entfernung während des Winters bei gefrorenem Boden kommt in Frage. Das Verladen auf Erntewägen erfordert mindestens ebenso trockene Bodenverhältnisse wie die Mahd. Die Bodenauflast soll zudem durch die Verwendung von Ladewägen mit relativ geringem Fassungsvermögen minimiert werden, große Ladewägen sollten nur auf befestigten (geschotterten) Wegen benutzt werden.

Wenn der Boden witterungsbedingt über Wochen hinweg so naß ist, daß das Befahren mit Ladewägen starke Bodenschäden befürchten läßt, sollte das Mähgut am Rand der Streuwiese (z.B. in einer hochstaudenreichen Randzone oder in benachbarter, zuvor gemähter Hochstaudenflur) in Haufen zwischengelagert werden und erst im Winter bei gefrorenem Boden entfernt werden. In größeren, hofferren Streuwiesen kann das Mähgut auch innerhalb der Fläche an angestammten, möglichst nicht von besonders schutzwürdigen Pflanzenarten bewachsenen Stellen in Form von Trischen gelagert werden (S. Foto 19).

C) Mulchen

Das Liegenlassen des Schnittguts auf der Fläche kann eine mittelfristige Übergangslösung darstellen, um eine Pflege von Streuwiesen auch in solchen Gebieten zu gewährleisten, in denen eine Verwertung des Mahdguts als Einstreu derzeit nicht realisierbar ist. Mulchen kann auf vormaligen Brachen als Folgepflege nach anfänglichen Wiederherstellungsmaßnahmen (vgl. Kap. 4.2.4.2, S. 331) angewandt werden. Dabei sind folgende Vorgaben und Gegebenheiten zu beachten:

- Für die laufende, flächenhafte Pflege der Streuwiesen sollten Schlegelmulchgeräte wegen der enorm hohen Tötungsrate von Kleintieren nicht eingesetzt werden (vgl. HEMMANN et al. 1987).
- Geeigneter Zeitraum für den Mulchschnitt mäßig ertragreicher Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder ist der August und der zeitige September, damit bis zum Beginn der nächsten Vegetationsperiode im folgenden Jahr ein Großteil des (in der Regel unzerkleinerten) Schnittguts abgebaut sein kann (vgl. SCHIEFER 1983).
- Zur Erhaltung des streuwiesenartigen Charakters der genannten, mäßig bis gering produktiven Streuwiesentypen soll der Abstand zwischen zwei Mulchschnitten zumindest zwei, besser drei Jahre betragen, wobei aus tierökologischen Gründen jährlich nur Teilflächen eines Streuwiesenbestands im Spätsommer gemulcht werden sollen. Dazwischen sind Herbstmahden mit ei-

nem möglichst späten Schnittermin vorzunehmen, um die negativen Auswirkungen des zeitigen Mulchschnitts abzumildern.

Auf schilf- und hochstaudenreichen, produktiven Streuwiesen mit Aufwuchsmengen über ca. 30 dt TS/ha und Jahr sollte das Schnittgut von der Fläche abgeräumt, das Mulchen anstelle der Mahd nicht angewandt werden! Auf den besser mit Nährstoffen versorgten (ertragreicheren) Streuwiesenstandorten besteht die Gefahr, daß sich auf den Lücken in der Vegetationsdecke, die durch die Abdunkelung durch das liegende Schnittgut entstehen, lebensraumfremde Nährstoffzeiger und Gehölze ansiedeln (vgl. EGLOFF 1984). Bezüglich der Vorgehensweise beim Schnitt gelten im wesentlichen die gleichen Regeln wie bei der Mahd. Um die Gefahr umfangreicher Narbenverletzungen auf den zum Mulchen vorgesehenen, oftmals unebenen Flächen gering zu halten, soll die Schnitttiefe nicht unter 10 cm betragen.

D) Beweidung

(Bearbeitet von B. Quinger)

Obwohl noch erhebliche Wissensdefizite bezüglich der Auswirkungen unterschiedlicher Besatzdauer, -dichte und -häufigkeit mangels systematischer Begleituntersuchungen herrschen, soll die Beweidung von Riedwiesen durch Rinder (weiterhin) überall dort zugelassen werden, wo sie als die traditionelle Nutzungsform der Moorwiesen (vgl. Kap. 1.6.1.2) gelten kann. Um überhaupt eine Beweidung zu ermöglichen und um starke Schädigung des Bodens und der Vegetationsdecke auszuschließen, sind von vorneherein einige Bedingungen einzuhalten:

- **Lieber kurz mit relativ hohem Besatz als lang mit niedrigem Besatz beweidern!** Koppelflächen mit streuwiesenartigen Vegetationsbeständen sollten im Sommer nicht länger als drei bis vier Wochen und im Frühherbst 1 bis 1,5 Wochen mit ca. 1,5 bis 2 GVE aktueller Besatzdichte nachbeweidet werden. Überlange Weidezeiträume (länger als 1 Monat am Stück) bewirken einen drastischen Anstieg der Trittschäden (vgl. Kap. 2.1.1.4.2), da das Vieh in den abgefressenen Weiden auf der Suche nach Futter verstärkt umherwandert. Die Beweidung von Streuwiesen ist spätestens zu beenden, wenn auffällige Narbenverletzungen oder gehäuft über 10 cm tiefe Trittspuren erkennbar werden. Zu niedriger Besatz führt zu Verfälschungserscheinungen und begünstigt die Selektivbeweidung.
- **Die Beweidung darf nicht zu spät beginnen, da das Gras infolge zunehmender Rohfasergehalte nur noch unvollständig oder gar nicht mehr gefressen und nur noch zertreten wird.** Der Hauptweidezeitraum muß deshalb spätestens Mitte Juli beginnen. Bei aufwuchs(schilf)reichen Streuwiesen ohne ausgeprägten Frühsommer-Blühaspekt sollte schon um Sonnwend der Auftrieb erfolgen.
- **Zur Beweidung von Moorstandorten sind leichte Rinder (Jungvieh!) und nach Möglichkeit genügsame Rinderrassen einzusetzen** wie Murnau-Werdenfelser, ursprüngliche Braun-

vieh-Schläge oder die anspruchslosen schottischen Galloways (vgl. Kap. 2.1.1.4.3). Hochleistungs-Milchkühe scheiden i.d.R. für die Beweidung von Moorweiden aus, da der Futterwert dieser Weiden zu gering ist.

- **Kernbereiche von Quellfluren und Quellsümpfen sowie Kleingewässer durch Abzäunung von Beweidung aussparen, keinesfalls ein flächenhaftes Verstampfen dieser Bereiche dulden!** Für wenige Tage im Jahr sollten allerdings auch diese Bereiche in die Weidekoppel integriert werden, um offene Bodenstellen für Pionierarten neuzuschaffen.
- **Die Tränke soll auf einer möglichst tragfähigen Stelle (bevorzugt in Grabennähe) aufgestellt werden.** Ein starkes Zertreten von Moorstandorten muß ausgeschlossen sein.
- Zur Verminderung der Lebergel-Gefahr kann in geringer Menge Branntkalk (CaO) ausgebracht werden; **keinesfalls dürfen Mineraldünger (auch Kalkstickstoff) mitausgestreut werden.**

Bei Vorkommen bestimmter Arten kann eine jahreszeitliche Begrenzung des Weidezeitraums angezeigt sein (vgl. Kap. 4.2.2.2, S. 311).

Weitere Hinweise und Anmerkungen:

Bei blütenreichen Streuwiesen ist die Fortführung der Mahd naturschutzfachlich wünschenswert. Während des Sommers (Juli/zeitiger August) verlieren die beweideten Streuwiesen nahezu vollständig ihren Blütenreichtum und damit ihre Pracht. Sie werden nicht nur unansehnlich, sondern sie werden auch als Pollen- und Nektarquelle für Insektenarten der Streuwiesen-Lebensräume uninteressant. Von der Beweidung ausgegrenzt werden sollten ferner i.d.R. die nicht pflegebedürftigen Übergangsmoore, dies gilt auch für schwach entwässerte Schnabelriedbestände. Flächen mit bereits lückenhafter Grasnarbe sollten wegen der erhöhten Verbuschungs- bzw. Ruderalisierungsgefahr nur im Wechsel mit einer Schnittvariante beweidet werden.

Vorrangig beweidet werden können Streuwiesen auf durch Entwässerung bereits gesackten und damit vorverdichteten Niedermoorböden (kenntlich an Binsenarten wie z.B. *Juncus articulatus*) sowie auf (mineralischen) Gleyböden (PFADENHAUER 1989). Auch die relativ produktiven, binsendominierten Vegetationstypen der Knotenbinsenrieder und Waldbinsenrieder sind für diese Nutzungsform geeignet.

Auf bultigen, schlecht mähbaren und auf borstgrasreichen "Streuwiesen" (Pfeifengras- oder Waldbinsenwiesen mit einem mehr oder weniger großen Anteil an *Nardus stricta* oder *Festuca ovina* agg.) kann einer Beweidung generell der Vorzug vor Streumahd eingeräumt werden. Eine Beweidung bietet sich ferner an als Nutzung langjähriger, floristisch und faunistisch stark verarmter Brachen nach Durchführung einer Wiederherstellungserstpflege (vgl. Kap. 4.2.4.2, S. 331), insbesondere wenn keine Pflegealternative in Aussicht steht und bereits Fettweiden (als Haupt-Weideflächen) angrenzen.

Gelegentliche Beweidung mit periodischer Öffnung des Bodens ist für Streuwiesengebiete angebracht, in denen sich Lückenpioniere wie *Apium repens*, *Cyperus flavescens*, *Gentiana utriculosa*, *Sagina nodosa* oder *Sedum villosum* (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5) nachweisen lassen. Diese überwiegend therophytischen Arten verlieren bei einer schematisch angewandten Mahdpflege, die zu einem weitgehenden Narbenschluf führt, langfristig ihre Existenzgrundlage.

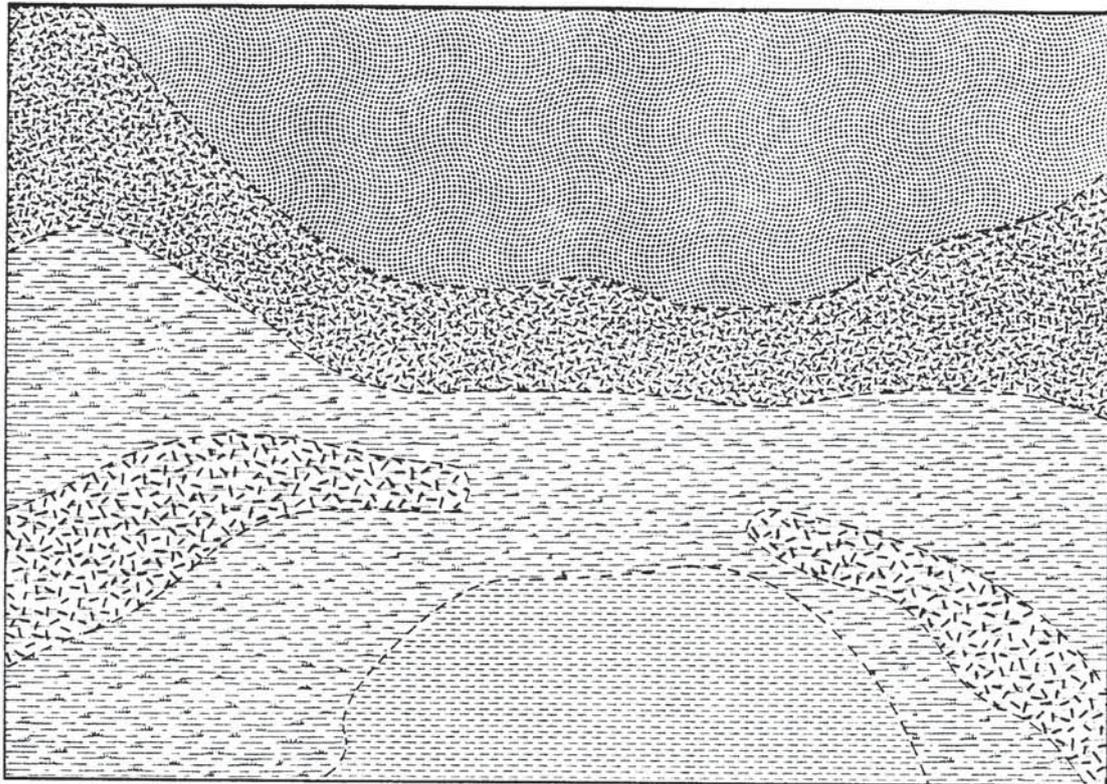
Um einer Ausbreitung von (streuwiesentypischen) Weideunkräutern bzw. Störzeigern (z.B. *Cirsium palustre* und einige ausdauernde Hochstaudenarten) entgegenzuwirken und den (relativen) Futterwert von Streuwiesen aufrechtzuerhalten, ist eine spätsommerliche Nachmahd oder ein turnusmäßiges Abwechseln von Beweidung und Herbstmahd empfehlenswert.

E) Kombinierte Pflegeverfahren/ Rotationspflege/ Kontrollierte Brache

Grundsätzlich lassen sich bei vorgegebenen beschränkten Pflegekapazitäten größere Streuwiesenflächen in einem naturschutzfachlich akzeptablem Pflegezustand erhalten, wenn innerhalb eines Gebiets nicht alljährlich der komplette Bestand an Streuwiesen-Lebensräumen, sondern im jährlichen Wechsel unterschiedliche Teilflächen nach einem Rotationspflege-Verfahren gemäht werden. Ungemähte, aber nur mäßig verschilfte Flächen im engen Kontakt zu gemähten Streuwiesen, besitzen zudem eine wesentliche Bedeutung als Rückzugsräume für die Fauna.

Für die Pflege von Streuwiesentypen wie mäßig produktive Pfeifengraswiesen, Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder, auf denen im Turnus von drei bis fünf Jahren ein Brachejahr eingeschoben werden kann, ohne die mit Brache verbundenen Negativänderungen bereits eindeutig zu induzieren (vgl. BOSSHARD et al. 1988, vgl. Kap. 2.2.1.3), empfiehlt sich die Anwendung eines Rotationsverfahrens. Die "temporären Brachestreifen", die entsprechend des gewählten Turnus alljährlich jeweils 20 - 35% der gesamten Mahdfläche umfassen, werden von Jahr zu Jahr verschoben, um das Entstehen unerwünschter Bracheerscheinungen zu unterbinden.

In Teilbereichen eines solchen Streuwiesen-Lebensraumes wiederum sollte jedes Jahr ohne Einschieben von Brachejahren gemäht werden, zum Beispiel an Stellen, an denen niedrigwüchsige Rosettenpflanzen wie *Primula farinosa* oder *Gentiana clusii* besonders gefördert werden sollen. In anderen Teilbereichen wird die kontrollierte Brache durchgeführt, nach der die Mahd mehrere Jahre ausgesetzt wird und Verbrachungserscheinungen wie beginnende Verfilzung, Verhochstaudung und Verschilfung in Kauf genommen werden. Die kontrollierte Brache sollte bevorzugt in den Geländeteilen praktiziert werden, die an Seeröhrichte, Faulbaum-Weidengebüsche, an Birken- und Erlen-Bruchwälder, an Schwingdeckenmoorkomplexe sowie an Hoch- und Übergangsmoore aller Art angrenzen. Die Aus-



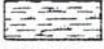
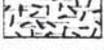
- | | |
|---|---|
|  | Kleinseggenried – alljährlich gemäht |
|  | Kleinseggenried – Rotationspflege, aktuell gemäht |
|  | Kleinseggenried – Rotationspflege, aktuell brachliegend |
|  | Übergang Kleinseggenried / Schwingdeckenmoorkomplex
– kontrollierte Brache |
|  | Schwingdeckenmoorkomplex – keine Pflege |

Abbildung 4/16

Schematische Darstellung der Anwendung von alljährlicher Mahd, Rotationspflege und der kontrollierten Brache in einem Kleinseggenried, das an ein Schwingdeckenmoor (nicht pflegebedürftig) angrenzt

übung der kontrollierten Brache in diesen Randzonen gewährleistet die Entstehung allmählich abgestufter Übergangszonen (Ökotope) von den Streuwiesen in diese genannten Biotoptypen. Eine schematische Übersicht zur Ausübung von regelmäßiger Mahd, Rotationspflege und kontrollierter Brache in einem Streuwiesensbereich gestattet [Abb. 4/16](#), S. 307.

In sehr produktiven Streuwiesentypen (Rohrpfiefengraswiesen, Steifseggen-Streuwiesen), in denen nur alle 5 bis 10 Jahre ein Brachejahr eingeschoben wird, verengt sich der "temporäre" Bracheanteil auf 10 bis 20% der gesamten Mahdfläche. Liegen mehrere kleine Streuwiesenflächen in enger Benachbarung zueinander vor, so können jeweils im Wechsel eine oder mehrere Flächen von der Mahd ausgespart bleiben.

Grundsätzlich soll ein streng schematisches Vorgehen bei einer Rotationspflege vermieden werden, um den entstehenden Pflegestrukturen kein reißbrettartiges Aussehen zu verschaffen. So sollten die Brachestreifen nicht mit schnurgeraden Rändern abschließen, sondern können etwas unregelmäßig gewunden, durch wechselnde Breitenausdehnungen da und dort unterbrochen sein.

Gelegentlich kann ein Brachestreifen auch zwei Jahre hintereinander ungemäht bleiben, in einem gekürzten oder gestreckten Turnus ungemäht bleiben, um den Zufall beim Pflegegeschehen nicht ganz auszuschließen.

Da noch keine dokumentarischen Erfahrungen vorliegen, wie sich Mulchen oder extensive Beweidung (unter bestimmten Bedingungen) als alleinige Pflegemaßnahmen langfristig auf die Biozöosen

von Streuwiesen-Lebensräumen auswirken, empfehlen sich zwischenzeitliche Erfolgskontrollen.

Vor allem bei Ausübung des Mulchens ist ein turnusmäßiger Wechsel mit der Herbstmahd angebracht. Vorläufig empfehlen sich folgende Maßnahmen-Kombinationen für die Umsetzung in die Pflegepraxis:

- Zeitweise Beweidung während des Sommers/ Herbstmahd (im folgenden Jahr).
- Mulchen/ Herbstmahd:
 - Ein Teil des Kleinseggenriedes im Zentrum wird jedes Jahr gemäht;
 - auf dem überwiegenden Teil findet Rotationspflege statt, wobei in einem Turnus von drei Jahren die Mahd ausgesetzt wird;
 - in der Randzone zu einem Schwingdeckenmoorkomplex wird die Kontrollierte Brache praktiziert.

Entbuschung

Als "Erhaltungspflege" reicht gelegentliche Entbuschung lediglich auf nassen, "verhochmoorenden bzw. vertorfmoosenden" Streuwiesenbrachen (vgl. Kap. 2.2.1.2.7) aus, für die eine Entwicklung zu gehölzarmen, übergangsmoorartigen Sphagnummoorflächen angestrebt wird. Aufwachsende Gehölze sind im mehrjährigen Abstand gegen Ende der Vegetationsperiode von Hand aus der Torfmoosdecke herauszuziehen oder mit Astscheren abzuschneiden.

Gelegentliches Entbuschen ist auf ausschließlich durch Rinder beweideten Moorweiden in Abständen von mehreren Jahren erforderlich. Bei zusätzlicher Mahd oder Mulchen der Moorweiden im zwei- bis vierjährigen Abstand erübrigt sich das Anberäumen von Entbuschungsmaßnahmen.

Weitere Hinweise zur Vorgehensweise bei Entbuschungsmaßnahmen und zur Entfernung einzelner Baum- und Straucharten sind dem Kapitel 4.2.4.2 (S. 331) zu entnehmen.

F) Beseitigung allochthoner Ablagerungen

Standortfremde Ablagerungen organischer oder mineralischer Materialien lösen fast immer unerwünschte standörtliche Veränderungen in Streuwiesen-Lebensräumen aus. Die dabei entstehenden mineralstoffreichen Störstellen sind bevorzugte Keimungsnischen eutraphenter Ruderalpflanzen wie z.B. *Cirsium arvense*, *Solidago spec.*, die innerhalb weniger Jahre in die umgebende, intakte Fläche expandieren können (vgl. hierzu Kap. 2.2.1.2.4). Gleichgültig, ob es sich um Kies, Sand, Bauschutt, Mist, Ernteabfälle, Gartenabfälle, Abfälle aus der Forstwirtschaft, Wildfutter oder andere lebensraumfremde Materialien handelt, derartige Fremdablagerungen sollten möglichst rasch von einer Streuwiesenfläche entfernt werden, um die von ihnen ausgehenden Schädwirkungen zu begrenzen.

Einen Sonderfall bilden die Trischen in den großen Seebeckenmooren, die nicht nur toleriert werden sollten, sondern sogar als ein typischer Bestandteil des Landschaftsbildes intakter Seebecken-Streuwiesen-Landschaften gelten können.

4.2.2.1.2 Pflege der schilfarmen, basenreichen Streuwiesen und mäßig nasser Kleinseggenrieder

Zu den in der Überschrift genannten Streuwiesentypen gehört die Mehrzahl aller kleinen bis mittelgroßen Streuwiesen in Tälern, Mulden, auf Plateaus und in Niederterrassenmooren auf größtenteils nicht überfluteten, wechsellässigen Standorten unter Einfluß des basenreichen Grundwassers.

Die Pflege dieser Typen erfordert eine besondere Rücksichtnahme auf spätblühende bzw. -fruchtende Pflanzenarten (z.B. *Allium suaveolens*, *Gentiana asclepiadea*, *Parnassia palustris*, *Serratula tinctoria*, *Succisa pratensis*). Folgende Maßnahmen genießen bei der Pflege Vorrang:

- Herbstmahd nicht vor Oktober als Standardpflege.
- Jährliche Mahd relativ produktiver (kleinseggenarmer oder verschilfter) Pfeifengraswiesen, dabei Aussparen von mehrere Meter breiten Streifen entlang von Bächen und Gräben und um Gebüsche, auf denen die Kontrollierte Brache ausgeübt wird und die nur alle drei bis fünf Jahre mitzumähen sind. Ein alle 3 bis 4 Jahre um ca. einen Monat vorgezogener Mahdtermin soll die Ausbreitung von Nährstoffzeigern eindämmen, wenn das Auftreten von Eutrophierungszeigern (vgl. Kap. 2.3.2) festgestellt wird.
- Jährliche Mahd der kleinseggenreichen, gering oder nicht verschilften Streuwiesen, jedoch Aussetzen der Mahd alle 3 Jahre; ab einer Flächengröße von ca. 1 bis 3 ha flächeninterne Rotationsmahd gemäß Leitbild 1 (s. S. 4/) unter Belastung von "Altgrassäumen" (Erzeugung durch Kontrollierte Brache, vgl. Kap. 2.1.1.8) entlang kleiner Gräben und um Gebüsche.
- In trockenen Vegetationsperioden partielle Augustmahd, insbesondere von spätblüherarmen und normalerweise sehr nassen Flächen mit massiertem Vorkommen an niedrigwüchsigen Rosettenpflanzen (vgl. Kap. 2.1.1.2).
- Dauerbrachen sollten grundsätzlich nur außerhalb von Streuwiesen eingerichtet werden, in denen charakteristische Kalkflachmoorarten fehlen.

Alternative Maßnahmen bei fehlender Streuverwertung:

- Zeitweilige extensive Beweidung von an Fettwiesen angrenzenden, gräserdominierten Streuwiesen auf wechsellässigen, einigermaßen trittfesten Anmoor- oder durchschlickten Niedermoorböden; auf Streuwiesen unter 2 ha Größe keine Koppelweide ohne Einbeziehung einer trittfesten Fläche auf mineralischem Standort (z.B. benachbarter Talhang).
Bei unerwünschter Verschiebung der Deckungsgrade einzelner Arten sollte die Beweidung nur alle zwei Jahre erfolgen und ein Mulchen ab September eingeschoben werden.
- Kombinierte Pflege durch variierenden Mähzeitpunkt oder eingeschaltete Brache:

- Augustmahd/ Oktobermahd im zweijährigen Turnus, vor allem auf produktiven Pfeifengraswiesen (mit wenig spätblühenden Pflanzenarten);
- gestreckte Rotationspflege Beweidung/ Augustmahd (Mulchen)/ Brache.

Die Mehrzahl der Grundmoränen-Talstreuwiesen dieses Bestandstyps sowie sämtliche Streuwiesen der Niederterrassenmoore erfordern zusätzliche, bestandeserweiternde und -verknüpfende Maßnahmen (s. Kap. 4.2.3, S. 325 mit 4.2.6, S. 338).

4.2.2.1.3 Pflege schilfreicher Seeriedstreuwiesen und Überflutungsstreuwiesen

Stärker als es bei allen anderen Streuwiesentypen der Fall ist, wird die Pflegemöglichkeit von Seeried- und Flutstreuwiesen von der Niederschlagsmenge und -verteilung eines Jahres bestimmt. Großflächige Überflutungen im Spätsommer oder Herbst können ein geplantes Mahd-Management mehr oder weniger stark einschränken, so daß sich ein auf mehrere Jahre ausgelegter Pflegeurnus zumeist nicht exakt verwirklichen läßt. Der Großteil der hier angesiedelten Tier- und Pflanzenarten zeigt jedoch eine Toleranz, einige sogar eine Bevorzugung kurzfristiger Brache. Eine Abstimmung des Pflege-Managements auf die Bedürfnisse einzelner Arten ist insbesondere bei Vorkommen von *Iris sibirica*, *Lathyrus palustris*, *Orchis palustris*, *Pedicularis sceptrum-carolinum* und *Succisa inflexa* geboten (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5 und 4.2.2.2.1).

Folgende Pflege-Maßnahmen sind nach Prüfung des Einzelfalles bevorzugt durchzuführen:

- Räumlich differenzierte Rotationsmahd zwischen Anfang August und November als Standardpflege, wobei im Durchschnitt für eine bestimmte Teilfläche höchstens alle drei Jahre ein Brachejahr eingeschoben werden sollte. Zugleich sollten einige ungemähte (Rand)Streifen durch Kontrollierte Brache belassen werden.
- Innerhalb des Jahreslaufs die Pflegemaßnahmen mit der Mahd von besonders schilfreichen und mädesüßreichen Beständen beginnen, deren Aufwuchs als Rauhfutterzusatz Verwendung finden kann.
- Ausnutzung von Zeiten niedriger (Grund-) Wasserstände zur Mahd tiefliegender Flächen (Verlandungszonen, Flutmulden und -rinnen), die bei hohen Fluß- oder Seewasser-Pegelständen überflutet oder überstaut sind. Großseggenreiche Überflutungsstreuwiesen (z.B. das SCORPIDIO-CARICETUM ELATAE DISSOLUTAE) lassen sich mancherorts nur in Trockenperioden ohne Schwierigkeiten mähen.
- Erst gegen Ende des Pflegezeitraums Mahd der kleinseggen- und pfeifengrasreichen, schilfarmer Streuwiesen, die selten oder gar nicht überflutet werden.
- Aussparung zusammenhängender, sehr nasser röhrichtartiger Bestände, einschließlich der Schneidbinsenröhrichte von der Pflege (Dauer-

brache), maximal jedoch 50% der gesamten Niedermoorfläche eines Seebeckens (vgl. Leitbild 3 und 4, S. 4/).

- Jährliche Mahd im Herbst ab Ende September gering bis mäßig verschilfter, floristisch artenreicher Pfeifengraswiesen, die auch von Wiesenbrütern als Nahrungshabitat genutzt werden.
- Ausübung der kontrollierten Brache auf einigen hochstaudenreichen Streuwiesen, Mahd nur alle 3 bis 4 Jahre im September (Rücksichtnahme auf die Schmetterlings- und Hymenopterenfauna).
- Gelegentliche Julimahd von Teilflächen besonders produktiver, im Mittel über 1 m hochwüchsiger, röhrichtartiger Streuwiesen (meist auf gewässernahen, nährstoffreichen Sedimentationsflächen), wenn es die Witterung zuläßt. Gelegentliche Sommermahd ist angezeigt, um ggfs. die Wuchskraft der Hauptbestandesbildner wie *Carex elata* und vor allem *Phragmites australis* (vgl. Kap. 2.5.1.2.5) zu schwächen.

Alternativmaßnahme bei fehlender Streuverwertung:

- Spätsommermahd im 2-jährigen Turnus eher schilfarmer Bestände und der großseggenreichen Flutmulden und Flutrinnen (Moosheugewinnung).

Mulchen scheidet in Seeried- und Flutstreuwiesen wegen der zumeist hohen Aufwuchsmengen und der Abschwemmungsgefahr noch unzersetzten Schnittguts in Oberflächengewässer i.d.R. aus.

4.2.2.1.4 Pflege wechselfrischer bis wechselfeuchter Pfeifengraswiesen

Auf nur kurz im Jahreslauf grundwasserbeeinflußten mineralischen Standorten sind durch Trockenheitszeiger und geringe Moosdeckung gekennzeichnete, zu den Magerrasen überleitende Pfeifengraswiesen anzutreffen. Sie sind meist ein bedeutsamer Lebensraum gefährdeter Tier- und Pflanzenarten.

Die Pflege der für solche Standorte charakteristischen, relativ ertragreichen Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (CIRSIO-MOLINIETUM), soll sich an den hier vorwiegend im Hochsommer blühenden Pflanzenarten wie *Cirsium tuberosum*, *Gladiolus palustris* (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5 und 4.2.2.2.1) und *Thalictrum simplex subsp. galioides* ausrichten, deren Fruchtreife Mitte September abgeschlossen ist:

- Alljährliche Herbstmahd ab Mitte September, Einlegung eines Brachejahres ca. alle fünf Jahre;
- bei sehr starker Wüchsigkeit des Rohr-Pfeifengrases (*Molinia arundinacea*) gelegentlich im August mähen, um die Produktivität dieses Grasses zu reduzieren;
- die relative Trockenheit bzw. Belastbarkeit des Standorts erlaubt im allgemeinen den Einsatz von Mähgeräten ohne Spezialbereifung.

Wegen der zumeist geringen Flächengröße solcher Bestände sollen bei einer Mahd höchstens 20% ausgespart bleiben und für ein Jahr brach liegen. Jähr-

lich wechselnde Rotationsbrachen sind in benachbarten, floristisch weniger bedeutsamen Beständen vorzusehen.

Bei fehlender Verwertungsmöglichkeit der Streu kommt als mittelfristige Ersatzlösung für Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen ohne Vorkommen von Rote Liste 1 und 2- Arten in Betracht:

- Umfassende Mahd der Flächen im August, alle 2 bis 3 Jahre.

Mulchen scheidet wegen der auf diesen Standorten notwendigen Nährstoffentzüge als Pflegemaßnahme aus, Beweidung (zumindest vor Mitte September) wegen Verbisses der meisten naturschutzrelevanten Pflanzenarten mit langsamer Entwicklungsdauer.

4.2.2.1.5 Pflege der Quellmoore und Quellrieder (Bearbeitet von B. Quinger)

Für die Pflege der Quellmoore und Quellrieder gelten im allgemeinen folgende Empfehlungen:

- **Keine Pflegeausübung in primär baumfreien Quellmooren!** Die Pflege primär baumfreier Quellmoorbereiche ist überflüssig, verursacht unnötige Kosten und richtet unter Umständen nur Schaden an. Von der Pflege auszunehmen sind insbesondere Quellschlote, Quelltrichter und Quellaufstöße der Quelltrichter-Quellmoore und die sie unmittelbar umgebenden Vegetationsbestände. Dies gilt z.B. für Schneidried-Bestände, für Vegetationsbestände mit umfangreichen Skorpionsmooschlenken, für Schlenken mit der Gesellschaft der Armblütigen Sumpfbirse (*Eleocharis quinqueflora*).
- **In der Regel keine maschinelle Mahd oder Beweidung der Quellschlenkenbereiche, der Quellrinsale und Quellaustrittsbereiche vornehmen!** Nur gelegentlich sollten diese Quellmoorbereiche mit der Motorsense gemäht werden, wenn sich da und dort dichter Aufwuchs entwickelt hat. Balkenmäher (und erst recht nicht Traktoren!) sollten zu Pflegearbeiten in den morphologisch hochempfindlichen Quellmoorbereichen nicht eingesetzt werden.
- **Quellwasser-beeinflußte Kopfriedflächen, Bestände der Davallsegge und der Stumpfblütigen Binse mit leichten Mahdgeräten (zwillingsbereifte Balkenmäher) mähen!** Wegen der besonderen Empfindlichkeit der Quellmoorstandorte gegen Druckbelastung sollte die Mahd mit leichten, zwillings- oder breitbereiften Balkenmähern durchgeführt werden. Bei hochwertigen Quellmooren ist der Verzicht auf Traktoren angebracht (oft auch mit Zwillingsbereifung ungeeignet und zu schwer). Einige mehrere cm (jedoch maximal 5-8 cm) tiefe Fahrspuren außerhalb der eigentlichen Quellfluren, Quellflächen, Sinterbänke u. dgl. können als Ansiedlungsflächen für konkurrenzschwache Lückenspioniere bewußt in Kauf genommen werden.
- **Mahd der Kopfbinsenrieder, wenig bzw. unverschifften und weitgehend hochstauden-**

freien, bodensauren und -basischen Kleinseggenrieder alljährlich ab Mitte September und November vornehmen! Die Mahd der Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder sollte regelmäßig durchgeführt werden und höchstens alle drei Jahre ein Brachejahr eingelegt werden, um die auch schon bei kurzzeitiger Brache auftretenden Negativveränderungen in Kleinseggenriedern (vgl. hierzu BOSSHARD et.al. 1988 und Kap. 2.2.1.3) nicht zuzulassen.

- **In den zu mähenden Bereichen in unregelmäßigen Abständen Brachestreifen und auch rundliche Bracheinseln (Larvalhabitats) stehenlassen!** Bracheinseln und Brachestreifen, die in den Mahdbereich eingestreut werden, verbessern die Überlebenschancen für verschiedene Insektenarten, deren Larven und Puppen oberirdisch an dem Gehälm überwintern (Bsp.: *Euphydrys aurinia*; vgl. Kap. 1.5.2.4).
- **Die Mahd nach einem längeren vorausgegangenem trockenen Witterungsabschnitt durchführen!** Wird die Mahd nach einem vorangegangenen trockenen Witterungsabschnitt durchgeführt, so verringern sich die Belastungen für den Boden. Die in der zweiten Septemberhälfte oftmals vorherrschende Schönwetterperiode des "Altweibersommers" ist dafür prädestiniert. Bei verregnetem Herbst kann der Mahdtermin ohne weiteres bis in den Frühwinter hinein verschoben werden, bis bei leicht gefrorenem Oberboden die Befahrbarkeit mit Mähgeräten gegeben ist. Ein einmaliger Pflegeausfall bzw. eine Verschiebung der Mahd auf den Spätsommer (oder Herbst) des nächsten Jahres ist in jedem Fall dem Befahren der Fläche bei wasserdurchtränktem Boden vorzuziehen (vgl. EGLOFF 1984: 36).
- **Pflegerücksichten auf besonders hochwertige Arten nehmen!** Besondere Pflegerücksichten erfordern Arten wie die Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*), das Sumpf-Knabenkraut (*Orchis palustris*), das Glanzkraut (*Liparis loeselii*) (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5 und 4.2.2.2.1), unter den Insekten insbesondere die Libellenarten Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) und Kleiner Blaupfeil (*Orthetrum caeruleum*) (vgl. Kap. 4.2.2.2.2).

Für die Pflege für innerhalb von Großweiden liegenden Quellmooren (vgl. Foto Q12) gelten die in Kap. 4.2.2.1.1 unter dem Punkt "Beweidung" ausgesprochenen Empfehlungen. Obwohl noch erhebliche Wissensdefizite bezüglich der Auswirkungen unterschiedlicher Besatzdauer, -dichte und -häufigkeit mangels systematischer Begleituntersuchungen herrschen, sollte die Beweidung von Riedwiesen durch Rinder (weiterhin) überall dort zugelassen werden, wo sie als die traditionelle Nutzungsform der Moorwiesen (vgl. Kap. 1.6.1.2) gelten kann.

Gelegentliche Beweidung mit periodischer Öffnung des Bodens ist für Quellmoorgebiete angebracht, in denen sich Lückenspioniere wie *Apium repens*, *Cyperus flavescens*, *Gentiana utriculosa*, *Sagina nodosa* oder *Sedum villosum* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) nachweisen lassen. Diese überwiegend therophytischen Arten verlieren bei einer schematisch angewandten

Mahdpflege, die zu einem weitgehenden Narbenschuß führt, langfristig ihre Existenzgrundlage. Von Beweidung abhängig ist das in Quellmooren auf Kotresten gedeihende Moos *Splachnum ampullaceum* (vgl. Kap. 1.4.2.2.2).

4.2.2.1.6 Pflege der Streuwiesen auf basenarmen Torfböden und auf (ehemaligen) Übergangs- und Hochmoorstandorten

Vorwiegend in niederschlagsreichen Gebieten bzw. auf basenarmem Untergrund anzutreffende, ertragsarme Bestände, die sich meist durch wenig auffällige Blühaspekte und relative Artenarmut an Gefäßpflanzen sowie weitgehend geschlossene Torfmoosdecken auszeichnen. Sie umgrenzen häufig vorentwässerte Hochmoorkerne oder liegen auf entwässerten und basenarmen Torfen.

Eine Mahd vertorfmoosender Streuwiesen mit nasen Fadenseggen- und Schnabelseggenriedern oder Schnabelriedgesellschaften ist in der Regel nicht erforderlich und richtet häufig mehr Schaden als Nutzen an, da sie mit erheblichen Schädigungen des Bodens und der Moosdecke verbunden ist und eine "Qualitätsverbesserung" des Inventars hinsichtlich der Ausstattung mit seltenen Arten nicht zu erwarten ist. Die aktive Pflege sollte sich auf solchen Flächen - soweit erforderlich - auf gelegentliches Entbuschen in Zeitabständen von fünf bis zehn Jahren beschränken. Mit fortschreitender "Verhochmoorung" (vgl. Kap. 2.2.1.2.7) wird der Aufwuchs von Gehölzen soweit zurückgehen, daß der Pflegeaufwand für Entbuschungsmaßnahmen minimal wird.

Eine Bestandspflege ist lediglich für Streuwiesen auf mineralischen Böden oder entwässerten und oberflächlich basenarmen (ehemaligen) Niedermoorstandorten wünschenswert, deren Arteninventar eine enge Verwandtschaft zu bodensauren Magerrasen (vgl. Kap. 1.4.2.1.3) erkennen läßt. Dazu gehören vor allem Pfeifengraswiesen oder Braunseggenrieder mit *Nardus stricta* und *Festuca ovina*, die einen ausgeprägten Frühsommerblühaspekt aufweisen (z.B. *Arnica montana*, *Polygala vulgaris*, *Pedicularis sylvatica*):

- Mahd ab August (zumeist unproblematisch, da wenig Spätblüher); bei den Flächen, auf denen die Rotationsmahd ausgeübt wird, alle drei (bis fünf) Jahre ein Brachejahr einlegen;
- Beweidung im Hoch- bis Spätsommer;
- Entbuschen im mehrjährigen Abstand zur Eindämmung des Gehölzaufwuchses.

4.2.2.2 Abstimmung der Pflege auf die Ansprüche besonders naturschutzbedeutsamer Arten

(Bearbeitet von B. Quinger und M. Bräu)

Die Pflege von Streuwiesen, Quellmooren und Quellsümpfen kann auf die Bedürfnisse von Arten abgestimmt werden, die für intakte Ausbildungen bestimmter Streuwiesen- und Quellmoortypen besonders charakteristisch sind und zugleich dort

hochstet auftreten. "Leitarten" für die Auswahl der Pflegeverfahren, nach denen beispielsweise das Management der präalpinen Kopfbinsen- und Kleinsseggenrieder betrieben werden kann, stellen die Mehl-Primel und der Stengellose Enzian dar. Für mesotrophe Seeried-Streuwiesen eignet sich die Blaue Schwertlilie für diese Rolle. Wegen ihrer allgemeinen Bekanntheit und Auffälligkeit lassen sie sich als Qualitätszeiger für hydraulisch und trophisch intakte, traditionell gepflegte Streuwiesengebiete ohne Schwierigkeiten in der Naturschutzpraxis verwenden.

Zur gezielten Unterstützung akut vom Erlöschen bedrohter Populationen genügt es dagegen oft nicht, lediglich an die traditionelle Nutzung angelehnte Standardpflegeverfahren anzuwenden. Für diese Arten ist vielfach die Umsetzung spezifischer Notprogramme erforderlich, um den irreversiblen Zusammenbruch der Restbestände abzuwenden. Für das Verschwinden und die starke Bedrohung zahlreicher Tier- und Pflanzenarten der Streuwiesen-Lebensräume tragen Veränderungen der Standorteigenschaften, negative Zustandsbeschaffenheit der Habitate und der Wuchsorte die Verantwortung. Entwässerungsschäden, Schrumpfung und Zersplitterung, mit der Verbrachung einhergehende Erscheinungen wie Verbuschung und Verfäulnis sind in erster Linie für die Artenverarmungen der Streuwiesen-Lebensräume verantwortlich. Intakte Streuwiesen-Lebensräume in den traditionellen Größenordnungen und Differenzierungen, mit dem ursprünglichen Wasserhaushalt und dem traditionellen Nutzungsgefüge würden keiner gezielten Artenhilfsmaßnahme bedürfen. In ihnen könnten sich die heute besonders gefährdeten Arten in Populationsstärken und Populationsstrukturen halten, die das Aussterben zu einem unwahrscheinlichen Ereignis werden ließen.

Vor allem bei der Kleintierfauna war das lokale, auf einzelne Parzellen oder Teile von Streuwiesengebieten begrenzte Erlöschen einzelner Kolonien durch ungünstige Witterungsverläufe, außergewöhnliche Überflutungen oder durch Bewirtschaftungseinflüsse vermutlich seit jeher ein durchaus "normaler" Vorgang. In großen und zusammenhängenden Streuwiesenkomplexen oder bei geringem Abstand zu gleichartigen Lebensräumen in moorreichen Landschaftsräumen, konnten diese Verluste jedoch durch Zuwanderung von Nachbarkolonien bald wieder ausgeglichen werden. Die Gefahr des Erlöschens einer ganzen Population einer Art war gering. Diese Gefahr ist durch Schrumpfung und Zerstückelung der Streuwiesen-Lebensräume heute ungleich größer!

Ohne eine Sanierung der Streuwiesen-Lebensräume auf bestimmte Mindestgrößen und Mindestqualitäten (Wasserhaushalt!) hin, auf ein Mindestmaß an Einbindung in ein Vernetzungsgefüge, das Verinselungen aufhebt oder wenigstens mildert, bleiben gezielte Artenhilfsmaßnahmen nur Stückwerk! Derartige Maßnahmen müssen deshalb fast immer von einem umfassenden Sicherungsmanagement (Pufferung, Sicherung des Wasserhaushaltes), Sanierungs-

management (Abschöpfung der Nährstoffüberschüsse, Wiedervernässung u. dgl.), Renaturierungs- und Erweiterungsmanagement (z.B. Vergrößerung offener Streuwiesenflächen für Wiesenbrüter) begleitet werden.

Eine gezielte, auf bestimmte Pflanzen- und Tierarten hin bezogene Pflege kann höhere Populationsdichten erzeugen, als es die traditionelle, ökosystemerhaltende und -erzeugende Bewirtschaftung vermag. Insbesondere zahlreiche Kleintierarten erzielen Populationsmaxima oft nach einem oder sogar erst nach mehreren Brachejahren. Überwinterungshabitate wie abgestorbene Stengel und Schäfte werden ihnen in ungleich größerem Umfang angeboten als in überwiegend traditionell gemähten Streuwiesenkomplexen. Zur langfristigen Erhaltung dieser Arten ist allerdings meist die Habitatstruktur der bewirtschafteten Streuwiesenfläche notwendig, die bei langzeitiger Brache durch Anhäufung von Streufilzdecken, größere Halmdichte, Verschilfung usw. immer mehr verloren geht.

Eine auf Einzelarten hin abgestimmte, oft manuell betriebene Sonderpflege ist wegen des relativ hohen Kostenaufwandes, der notwendigen, hohen fachlichen Qualifikation des Pflegepersonals nur auf begrenzter Fläche umsetzbar. Sonderpflege kann schon aus organisatorischen Gründen kaum auf großer Fläche betrieben werden, abgesehen davon, daß diese Pflegeform auf Dauer keineswegs mit einer streuwiesengerechten Behandlung konform gehen muß.

Auf lange Sicht kann es nicht das Ziel des Artenschutzes sein, künstlich hohe und labile Populationsdichten zu erzeugen. Zur dauerhaften Erhaltung hochwertiger Arten ist es vielmehr erforderlich, ihnen wieder ausreichend große Lebensräume zur Verfügung zu stellen, so daß mit der nutzungsorientierten Bewirtschaftung und/oder der naturschutzfachlichen Pflege ein Zurückdrängen ihrer Populationen auf ein kritisches Maß nicht mehr möglich ist. Von zwei gleichstarken Populationen ist diejenige weniger gefährdet, die bei geringer Populationsdichte auf einer großen, ökosystemgerecht genutzten oder gepflegten Fläche lebt. Die Population, die auf kleiner Fläche in einer durch Sonderpflege künstlich hochgehaltenen Populationsdichte existiert, bleibt wesentlich störanfälliger.

Die spezielle, auf Erhaltung bestimmter Arten hin bezogene Pflege soll und kann mithin nur ein mittelfristig einsetzbares Notinstrument darstellen, um das akute Aussterben von Arten zu verhindern. Sie sollte heute auch in größeren Streuwiesen-Lebensräumen nur auf Teilflächen praktiziert und dort so ökosystemgerecht (vgl. Kap. 1.7; 2.1; 4.2.2.1.1, S. 302) wie möglich durchgeführt werden.

Eine artenbezogene Sonderpflege kann zumeist nur für eine begrenzte Auswahl von Arten ins Auge gefaßt werden. Derartige Pflegemaßnahmen sollen in erster Linie Arten gelten,

- die für ganz bestimmte, heute selten gewordene Standortkonfigurationen bzw. Habitattypen stehen und repräsentativ für weitere unscheinbare Arten sind;

- von denen bekannt ist, daß ihre Bedürfnisse bei der gegenwärtig vorgenommenen "Grundpflege" nicht ausreichend berücksichtigt werden. Ihnen ist oft schon geholfen, wenn zum Beispiel zusätzlich gezielt kleinflächige Pionierstandorte angelegt werden;
- deren Populationsentwicklung sich überprüfen läßt, so daß Erfolgskontrollen möglich sind.

Bei der nachfolgenden Auswahl sind Pflanzen- und Tierarten besonders berücksichtigt, für die zusätzliche Sonderpflegemaßnahmen vorgenommen werden können und für die zugleich diese Kriterien gelten. Darüber hinaus sind in dieser Auswahl einige weitere, hochgradig bedrohte Arten berücksichtigt sowie Biotopkomplexbewohner aufgeführt, deren Lebensraum gewöhnlich über den Streuwiesenkomplex hinausgreift.

4.2.2.2.1 Pflanzenarten

(Bearbeitet von B. Quinger)

Farn- und Blütenpflanzen

Zu den Pflanzenarten, die im Kapitel 1.4.2.1.5 näher beschrieben wurden, werden nachfolgend in derselben Reihenfolge Pflegehinweise und Pflegeempfehlungen ausgesprochen. Für Arten, die in Bayern nur noch an weniger als fünf Wuchsorten vorkommen, wird in diesem Band auf die Erstellung von Pflegeempfehlungen verzichtet. Für diese Arten müssen - soweit noch nicht geschehen - wuchsortbezogene Schutzkonzepte entwickelt werden, die sich an den Schutz- und Pflegeproblemen vor Ort orientieren. Die Entwicklung derartiger Konzepte überschreitet den Rahmen dieses Bandes. Es bedarf spezieller Hilfsprogramme für diese Arten, in denen die vom LfU durchgeführte "Wuchsortkartierung der vom Aussterben bedrohten Arten" entsprechend berücksichtigt werden muß.

Zu diesen extrem selten gewordenen Arten gehören in den Streuwiesen, Quellmooren, Quellsümpfen und in den in Streuwiesen-Lebensräumen integrierten Übergangsmooren *Armeria maritima subsp. purpurea*, *Calamagrostis stricta*, *Cnidium dubium*, *Salix starkeana* und *Saxifraga hirculus*. Zwar nicht unmittelbar pflegeabhängig, aber dennoch dringend auf Schutzkonzepte angewiesen, die jeden in Bayern noch existenten Wuchsort in spezifischer Weise berücksichtigen (sehr wichtig: hydraulische und trophische Pufferung der Wuchsorte!), sind darüber hinaus *Carex heleonastes*, *Eriophorum gracile* und *Salix myrtilloides* (Reinformen).

Die Pflege der Streuwiesen-Lebensräume, in denen diese Arten vorkommen, ist in deren Wuchsortbereich so zu gestalten, daß diese Arten nach Möglichkeit gefördert werden. Es bedarf für diese Wuchsorte einer fachlich fundierten und kontrollierten Spezialpflege. Für nicht unmittelbar pflegeabhängige Arten sollten sorgfältig auf sie abgestimmte flankierende Maßnahmen jedes Gesamtkonzept zu einem Gebiet begleiten. In besonderem Maße gilt dies für die endemischen und subendemischen Sippen *Armeria maritima subsp. purpurea* und *Cochlearia bavarica*

(vgl. Endemiten-Kartierung und Endemiten-Programm des LfU).

***Apium repens* - Kriechender Sellerie**

Kalkreiche, kiesig-sandige, tonig-durchschlammte, naßboden- oder anmoorartige Standorte sind im Wuchsortbereich bestehender *Apium*-Vorkommen durch Befahrung oder unregelmäßige Beweidung offenzuhalten und wieder neuzuschaffen. Gute Ansiedlungs- und Ausbreitungschancen für den Kriechenden Sellerie bestehen insbesondere an Stellen, die periodisch von kalk-oligotrophen Fließgewässern überschwemmt werden.

***Carex buxbaumii* - Buxbaums Segge**

Wichtig zur dauerhaften Erhaltung der Buxbaums Segge, die ihren Vorkommensschwerpunkt in Auenstreuwiesen hat, ist Konservierung bzw. Wiederherstellung der benötigten hydrologischen Verhältnisse: Im unregelmäßigen Turnus sollten Überschwemmungen mit einem möglichst wenig nährstoffbelasteten Fluß- oder Seewasser stattfinden. Das Grundwasser darf im Wuchsortbereich der Buxbaums Segge nicht tief unter die Bodenoberfläche absinken, Entwässerungen sind daher strikt zu vermeiden.

Sekundärbestände in Großseggen-Streuwiesen sind zwar pflegeabhängig, müssen jedoch nicht jedes Jahr gemäht werden. Die Brachephase sollten aber nicht länger als 3 bis 5 Jahre währen. Vor allem in nur im unregelmäßigen Turnus gemähten Beständen kann die Mahd bereits ab dem Spätsommer durchgeführt werden. Stark zur Verschilfung neigende Bestände sollten in jedem Fall bereits vor Mitte September gemäht werden, um *Phragmites australis* zu schwächen.

Wuchsorte von *Carex buxbaumii* auf primär waldfreien Standorten sind von Pflegemaßnahmen auszunehmen.

***Carex hartmanii* - Hartmans Segge**

Für Moorkomplexe, in denen Hartmans Segge vorkommt, muß eine umfassende hydrologische Umfeldsicherung vorgenommen werden, da diese Seggenart Durchströmungsbahnen als Wuchsort bevorzugt, in denen von außen eindringende Störfrenten und Störeinflüsse besonders rasch wirksam werden und sich zugleich auch Veränderungen des Gebietswasserhaushalts besonders drastisch bemerkbar machen. Einschürige Mahd ab September sollte möglichst regelmäßig durchgeführt, nur hin und wieder ein Brachejahr eingeschoben werden. Lange Brachephase verträgt diese Segge schlechter als *Carex buxbaumii*.

***Cirsium tuberosum* - Knollen-Kratzdistel**

Pfeifengraswiesen mit Knollenkratzdistel-Vorkommen sind möglichst jedes Jahr zu mähen, allerdings möglichst erst ab Mitte Oktober. Lediglich in gestörten Beständen (Auftreten von Hochstauden und/oder von Eutrophierungszeigern) ist die Mahd auf den Spätsommer vorzulegen. *Cirsium tuberosum* kann bei Bedarf durch Anlage von vegetationsarmen Pionierstellen auf humosen Böden gezielt gefördert werden.

***Cyperus flavescens* - Gelbes Zypergras**

In Streuwiesen, in denen das Gelbe Zypergras vorkommt, können hin und wieder gezielt flache Abschiebungen vorgenommen werden, deren Bodenoberfläche etwa mit dem Niveau der mittleren Grundwasserstände deckungsgleich sein sollte. Demselben Zweck dient das Anlegen von Fahrspurrillen an ausgesuchten Stellen (keine Wuchsorte seltener Arten!) auf demselben Grundwasserniveau.

Eine darüber hinausgehende Spezialpflege wie gezielte Mahd ist für die *Cyperus flavescens*-Wuchsortbereiche nicht notwendig.

***Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca* - Strohgelbes Knabenkraut**

Die rasigen, streugennutzten oligotrophen Steifseggenrieder, die den Hauptwuchsortbereich des Strohgelben Knabenkrauts bilden, müssen zwar nicht jedes Jahr gemäht werden, die Mahd sollte aber auch nicht länger als 3-5 Jahre ausgesetzt werden. Gerade bei einem unregelmäßigen Mahdturnus empfiehlt es sich, die Mahd schon im Spätsommer oder im Frühherbst (20. August bis 15. September) vorzunehmen, um die zu dieser Jahreszeit noch grünen Helophyten *Phragmites australis* und *Carex elata* zu schwächen.

Die (seltenen!) Primärstandorte des Strohgelben Knabenkrauts (häufig an gut entwickelten *Scorpidium*-Schlenken zu erkennen) sind möglichst von der Pflege auszunehmen!

***Dactylorhiza traunsteineri* - Traunsteiners Knabenkraut**

Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder mit Vorkommen von Traunsteiners Knabenkraut sind möglichst jedes Jahr im Spätsommer oder Herbst zu mähen (1. Sept. bis 1. Nov.); Streufilzbildungen dürfen in seinen Wuchsortbereichen nicht zugelassen werden! Der Wuchsortbereich sollte zudem weiträumig abgepuffert werden, Eutrophierungen sind unbedingt abzustellen, die zum Einwandern von *Dactylorhiza majalis* und somit zu Einkreuzungen dieser Knabenkrautart in die Population des Traunsteiners Knabenkraut führen.

***Dryopteris cristata* - Kammfarn**

Der Kammfarn ist eine pflegeempfindliche Art. Wuchsortbereiche von *Dryopteris cristata*, die erhalten werden sollen, sollten nach Möglichkeit von Pflegemaßnahmen ausgespart werden. Der Kammfarn kommt nur in hydrologisch intakten, höchstens mesotrophen Moorkomplexen vor, so daß der Schutz des gesamten Gebietswasserhaushalts und eine wirksame Abpufferung wichtig sind.

***Gentiana asclepiadea* - Schwalbenwurz-Enzian**

Der Schwalbenwurz-Enzian gehört zu den relativ bracheverträglichen Streuwiesenpflanzen. Das Einschleichen von Brachejahren führt nicht selten zur Vitalisierung von *Gentiana asclepiadea*-Beständen. Die Mahd schädigt den Schwalbenwurz-Enzian um so weniger, je später sie durchgeführt wird; sie sollte daher nicht vor Mitte Oktober stattfinden, sofern diese Enzianart gefördert werden soll (vor Ort ent-

scheiden!). Erst ab diesem Zeitpunkt sind die oberirdischen Triebe des Schwalbenwurz-Enzians abgestorben.

In Bereichen mit Schwalbenwurz-Enzianen, an denen Raupen des Enzian-Bläulings sitzen, sollte eine Mahd nicht vor Ende September erfolgen (siehe Kap. 4.2.2.2.2, S. 317, Text zu Lungenenzian-Ameisenbläuling).

Traditionell beweidete Wuchsortgebiete mit *Gentiana asclepiadea* können ohne Schaden weiterhin durch Rinder beweidet werden. Der Schwalbenwurz-Enzian gehört in Rinderweiden zu den weidefesten Arten.

***Gentiana clusii* - Stengelloser Enzian, Clusius' Enzian**

Der in Kopfbinsenriedern und Kalk-Kleinseggenriedern des Voralpinen Hügel- und Moorlandes und der Alpentalräume regional verbreitete Stengellose Enzian läßt sich am besten durch regelmäßige, einschürige Mahd ab Spätsommer (Mitte August) fördern. Auch geringfügige Entwässerungen der Moorstandorte dieses Enzians sollten auf keinen Fall vorgenommen werden. Dieser Eingriff führt zu starken Basenverarmungen im Moorboden (geringere Basennachlieferung durch das Grundwasser!), so daß *Gentiana clusii* verschwindet! Zwischenzeitliche Brache sollte nicht länger als 2-3 Jahre wahren, da der Stengellose Enzian sehr empfindlich auf Streufilzbildungen reagiert.

***Gentiana pneumonanthe* - Lungen-Enzian**

Die Wuchsortbereiche des Lungen-Enzians sind möglichst regelmäßig im Herbst ab Mitte Oktober zu mähen. Brachejahre können eingeschoben werden, die Brachezeiten sollten jedoch vor allem an solchen Stellen nicht über 2-3 Jahre ausgedehnt werden, an denen das Schilf vital ist. Stark verschilfte (oder verhochstaudete) Streuwiesenbestände mit *Gentiana pneumonanthe* sollten schon im Spätsommer oder im Frühherbst zu einem Zeitpunkt gemäht werden, an dem das Schilf noch grün ist und daher durch den Schnitt geschwächt wird.

In Bereichen mit Lungen-Enzianen, an denen Raupen des Enzian-Bläulings sitzen, sollte die Mahd nicht vor Ende September erfolgen. Jährlicher Mahd ist der Vorzug zu geben (siehe unten).

***Gentiana utriculosa* - Schlauch-Enzian**

In den Pflegeansprüchen gleicht der Schlauch-Enzian sehr dem Stengellosen Enzian. Regelmäßig einschürige Mahd, allerdings nicht vor Mitte September kommt diesem Enzian entgegen, ebenso die Schaffung von offenen Bodenstellen durch tief-schneidende Mahd oder Rinderbeweidung. Brachezeiten sollten an Stellen mit *Gentiana utriculosa*-Vorkommen möglichst kurz gehalten, Verfäulungen um jeden Preis vermieden werden. Sofern die Mahd als Pflegemethode ausscheidet, sollten Beweidungen durch Rinder (Jungvieh) erst ab Juli vorgenommen werden. Auch geringfügige Entwässerungen sind in jedem Fall zu vermeiden.

***Gladiolus palustris* - Sumpf-Gladiole**

Streuwiesen mit *Gladiolus palustris*-Vorkommen sind frühestens ab Mitte September, besser erst ab Anfang Oktober zu mähen. Die Mahd kann periodisch ausgesetzt werden, da die Sumpf-Gladiole nicht sehr bracheempfindlich ist. Moorstandorte der Sumpf-Gladiole dürfen keinesfalls auch nur geringfügig entwässert werden, da die Art infolge der mit diesem Eingriff verbundenen Basenverarmungen zum Verschwinden verurteilt ist.

***Iris sibirica* - Blaue Schwertlilie**

Die Pflegeetermine bei *Iris sibirica*-Vorkommen hängen stark von den spezifischen Wuchsorteigenschaften ab: Vorkommen in Kleinseggenriedern oder feucht-mesotrophen Pfeifengraswiesen bedürfen nicht jedes Jahr der Mahd, da die Blaue Schwertlilie dort mehrjährige Brachephase ohne ernstliche Rückgänge übersteht. Die relativ eutrophen Seeriedstandorte bedürfen dagegen +/- regelmäßiger einschüriger herbstlicher Mahd. Relativ nasse und eutrophe *Iris*-Standorte verschilfen sehr rasch, feuchteutrophe Wuchsorte der Blauen Schwertlilie neigen zur Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten.

Bei Überhandnahme des Schilfs oder der Hochstauden empfiehlt es sich, die Mahd vorzunehmen, sobald die Fruchtstände von *Iris sibirica* verbraunt, die Hochstauden und das Schilf aber noch grün sind. Die Fruchtkapseln von *Iris sibirica* sollten zumindest bei stark geschrumpften Populationen vor der Mahd gezielt abgesammelt und nach der Mahd geöffnet und die Samen im Wuchsortbereich wieder ausgebracht werden. Es empfiehlt sich, die Samen an muldigen Stellen auszustreuen, an denen zugleich kleinflächig Offenstandorte angeboten sind, so daß die Voraussetzungen für ein erfolgreiches Aufkeimen günstig sind.

***Lathyrus palustris* - Sumpf-Platterbse**

Die Sumpf-Platterbse hat ihren Vorkommenschwerpunkt in mesotrophen Seeried- und Überflutungsstreuwiesen, die sich bei Brache rasch in Steifseggen-Schilfröhrichte umwandeln. Zur Aufrechterhaltung des Steifseggenried-Streuwiesencharakters sollten länger als 2-3 Jahre währende Brachephase vermieden werden und grundsätzlich jedes Jahr eine frühherbstliche bis herbstliche Mahd erfolgen. In besonders nassen Jahren kann die Mahd ausgesetzt werden. Gezielte Bodenverwundungen tragen zur Förderung der Sumpf-Platterbse bei, die sich an Offenstellen (z.B. Wegränder, Fahrspuren) besonders gerne ansiedelt.

***Liparis loeselii* - Glanzstendel**

Die Vorkommen des Glanzkrauts in Davallseggenriedern oder in Kopfbinsenriedern (hier seltener auftretend) bedürfen einer möglichst alljährlichen Mahd, die ab Anfang September durchgeführt werden kann, ohne *Liparis loeselii* zu schädigen. Da das Glanzkraut gegen mit der Verbrachung einhergehende Streufilzbildungen sehr empfindlich reagiert, sollte die Mahd an den Sekundärwuchsorten dieser Orchideenart keinesfalls länger als drei Jahre ausgesetzt werden. Die heute sehr seltenen natürlichen

Liparis-Wuchsorte wie Braunmoos-Schlenken, Schwingdecken-Niedermoore oder Schwingdecken-Übergangsmoore bedürfen keiner aktiven Pflege. Für diese Wuchsorte genügt die Sicherung des Gebietswasserhaushaltes und wirksame Abpufferungen vor Eutrophierungen.

***Orchis palustris* - Sumpf-Knabenkraut**

Zu allen noch existierenden Wuchsorten des Sumpf-Knabenkrauts sind spezifische Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzepte vor Ort wünschenswert. Für die Vorkommen in den Auenstreuweisen ist es i.d.R. erforderlich, die Auedynamik aufrecht zu erhalten bzw. auf mittlere Sicht - sofern möglich - wiederherzustellen, um den für das langfristige Gedeihen von *Orchis palustris* offenbar erforderlichen Mineralstoffnachschieb sicherzustellen. Zugleich ist darauf zu achten, daß die Nährstoffgehalte des Überschwemmungswassers (betrifft v.a. Phosphate) möglichst auf das natürliche Maß beschränkt werden.

Die Auenstreuweisen mit *Orchis palustris* sollten wegen der starken Verschilfungsneigung möglichst jedes Jahr gemäht, Brachephase keinesfalls über zwei Vegetationsperioden ausgedehnt werden. Die Mahd der *Orchis palustris*-Wuchsorte sollte nicht vor Mitte September erfolgen, da diese Knabenkrautart erst relativ spät ihre phänologische Entwicklung abschließt und oberirdisch abstirbt. Hinsichtlich des Mahdzeitpunktes gilt für *Orchis palustris*-Vorkommen in Kopfbeständen (*Schoenus ferrugineus*) dasselbe.

Veränderungen des Gebietswasserhaushaltes im Umfeld von *Orchis palustris*-Wuchsorten dürfen keinesfalls erfolgen, wenn der Art nicht die Existenzgrundlage entzogen werden soll (Basenverarmung des Wuchsortes). Die Pflege sämtlicher noch bestehender *Orchis palustris*-Vorkommen muß wegen der akuten Gefährdung dieser Orchideenart unter wissenschaftlicher oder wenigstens fachmännischer (z.B. AHO = Arbeitskreis Heimischer Orchideen) Begleitung stattfinden.

***Pedicularis sceptrum-carolinum* - Karlszepter**

Für sämtliche noch existierende Karlszepter-Wuchsorte ist es analog wie bei *Orchis palustris* wünschenswert, jeweils spezifische Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzepte für die einzelnen Wuchsortgebiete zu entwerfen und umzusetzen. Als Pflanze der Auenstreuweisen ist das Karlszepter auf lange Sicht auf Mineralstoffnachschiebe durch Überschwemmungen angewiesen, die durch ein kalk-oligotrophes Wasser (keine P-Belastung!) erfolgen sollen. Die Erhaltung (bzw. Regeneration) der Auedynamik an den Wuchsorten darf nicht außer acht gelassen werden.

Als nur mäßig bracheempfindliche Pflanze ist *Pedicularis sceptrum-carolinum* nicht jedes Jahr auf die Mahd seiner Wuchsorte im Auenstreuweisenbereich angewiesen, die im Regelfall erst nach der spätsommerlichen Fruchtreife erfolgen sollte. Streuwiesen mit Karlszepter-Vorkommen sollten im Höhenbereich von 600 bis 650 Meter ü. NN nicht vor

Mitte September, im Höhenbereich um 800 Meter ü. NN erst im Oktober geschnitten werden.

Gegen Nährstoffeinträge und Entwässerungen reagiert das Karlszepter sehr empfindlich, so daß umfassende Sicherungen des Gebietswasserhaushaltes und Abpufferungen gegenüber Eutrophierungen unverzichtbar sind.

Wegen der Seltenheit und der starken Gefährdung der Art ist es dringend zu empfehlen, den Erfolg der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen wissenschaftlich zu kontrollieren!

***Primula farinosa* - Mehl-Primel**

Die Mehl-Primel gehört wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber Streufilzbildungen zu den besonders pflegedankbaren Streuwiesenarten. Alljährliche Mahd der Sekundärbestände der Mehl-Primel in Kopfbinsenriedern, Kleinseggenriedern, am Alpenrand auch Haarbinsenbeständen bewirken besonders große Bestandsdichten der Mehl-Primel! Die Mehl-Primel verträgt Mahd ohne Schwierigkeiten ab der zweiten Augushälfte. Entwässerungen dürfen auf keinen Fall vorgenommen werden, da die Basenverarmungen im Wurzelraum die Lebensbasis entziehen.

Natürliche Vorkommen der Mehl-Primel wie beispielsweise in Braunmoos-Übergangsmoorkomplexen sind nicht pflegebedürftig, aktive Pflegemaßnahmen daher dort überflüssig.

***Sagina nodosa* - Knotiges Mastkraut**

An den wenigen verbliebenen Moorbuchsorten des Knotigen Mastkrauts sollten Offenstellen durch im unregelmäßigen Turnus vorgenommene Rinderbeweidung (Jungvieh) oder durch Befahrung erhalten bzw. wieder neugeschaffen werden. Wichtig ist, daß die Anlage solcher Pionierstandorte im Mooruferbereich von Bachläufen, Seen und Weihern erfolgt, wo sich *Sagina nodosa* gerne an Stellen aufhält, die gelegentlich kurzzeitig überflutet werden.

In allen Bach-Quellmoorgebieten, in denen noch *Sagina*-Vorkommen nachweisbar sind, sollten neben den Quellmooren auch die Fließgewässer unbeeinträchtigt bleiben!

***Sedum villosum* - Sumpf-Fetthenne**

Ebenso wie *Sagina nodosa* ist die Sumpf-Fetthenne darauf angewiesen, daß die Quellmoor- und Quellsumpfbereiche hydrologisch intakt bleiben und zugleich eine regelmäßige Neuschaffung von Pionierstandorten stattfindet.

Detaillierte Empfehlungen zur gezielten Förderung von *Sedum villosum* publizierte KEMPF (1985: 35 ff.), der selbst seit langem eine Population im südlichen Thüringer Wald betreut. Demnach sind folgende Arbeiten zur Erhaltung eines *Sedum*-Vorkommens notwendig, das nicht in der traditionellen Weise extensiv durch Rinder beweidet werden kann (s. Abb. 4/17, S. 316).

- Einrichten von ca. 10 bis 20 cm tiefen Gräben und Aufreißen von Quellstellen. Am besten geeignet sind Gräben, deren Wände stufig angelegt werden. Quer zum Verlauf der Gräben in die

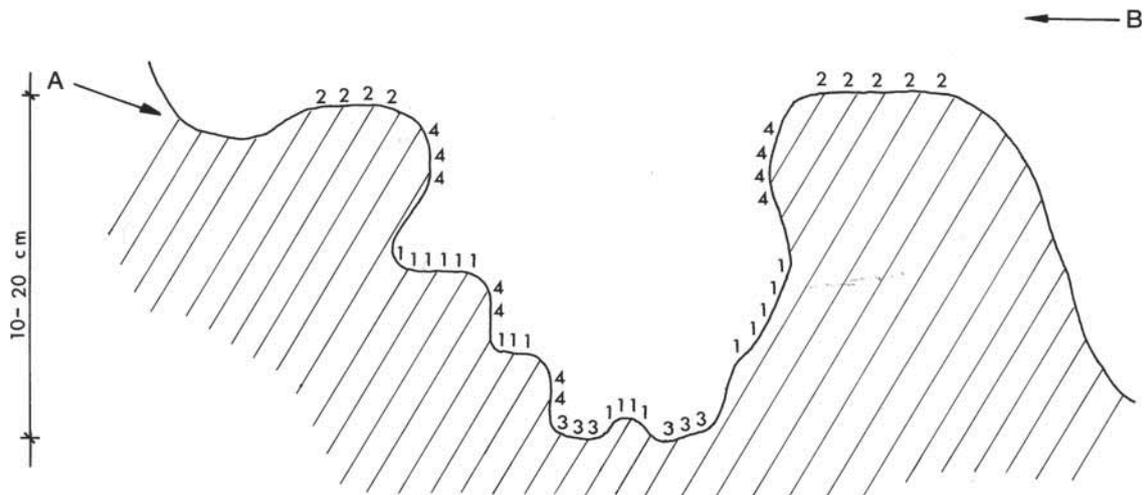


Abbildung 4/17

Vorschlag für die Anlage eines 10-20 cm tiefen Handschaufel-Grabens zur Erhaltung und Vermehrung der Sumpf-Fetthenne (nach KEMPF 1985: 37)

- A) Richtung des Hangdruckwassers
 B) Dem Beobachter für die Pflege leicht zugängliche Seite
- 1) Optimale Bedingungen, bevorzugte Besiedlung
 - 2) Besiedlungsmöglichkeit durch zeitweilige Austrocknung eingeschränkt, Gefahr des Abweidens durch Rehe
 - 3) Besiedlungsmöglichkeit sehr eingeschränkt durch Gefahr der ständigen Überflutung und Einschluß im Eis
 - 4) Besiedlungsmöglichkeit muß so angelegt werden, daß kein Wasserstau entsteht

Wände eingeschnittene Kerben ("Seitentälchen") vergrößern die Siedlungsmöglichkeiten der Art. Die Sohle der Gräben sowie die wasserferneren Bereiche erlauben keine ständige Besiedlung. Es muß die Möglichkeit ständiger Überflutung, Abschwemmung, Abtrocknung und des Einfrierens im Eis vermieden werden. Der Graben sollte so angelegt werden, daß das Sickerwasser ablaufen kann, eventuell mit Hilfe von Seitentälchen.

- Die Konkurrenten können ggfs. durch manuelle Beseitigung niedergehalten werden. Mähen ist ungeeignet, ebenso Bodenverletzungen mit schwerem Bodengerät. Durch Pikieren der Bruchäste können winterliche Ausfälle zumeist rasch überwunden werden und erfolgreich Anreicherungen erzielt werden.
- Das Vorkommen sollte so etabliert werden, daß Initialgesellschaften verschiedener Altersstufen entstehen. Optimal entwickelt sich die Art in zweijährigen Gräben. Danach könnte aufgrund aufkommender Verfilzung (v.a. *Juncus*-Arten) der Graben erneut aufgerissen, am besten völlig erneuert werden.
- Bei Sicherung eines Mindestvorkommens können einige Gräben sich selbst überlassen werden. Nach 3-5 Jahren ist das Vorkommen ohne Fortführung der Pflege in einem Graben erloschen. Dasselbe Ergebnis ist zu beobachten, wenn die Art irgendwo vorübergehend an Feuchtstellen auftritt.

Die aufwendige artspezifische Pflege der Sumpf-Fetthenne sollte durch wissenschaftliche Pflegekontrollen überprüft werden!

Spiranthes aestivalis - Sommer-Drehwurz, Sommer-Schraubenstendel

Die Sommer-Drehwurz kommt nur in hydrologisch unversehrten Kopfbinsriedern in Hangquellmooren mit schon optisch auffälligen Kalksinterbildungen vor, die zugleich extrem nährstoffarm geblieben sind. Weiträumige Sicherungen des Gebietswasserhaushaltes und Abpufferungen gegenüber Nährstoffeinflüssen sind für jeden bekannten *Spiranthes aestivalis*-Wuchsort mit hoher Priorität vorzunehmen.

Spiranthes aestivalis reagiert sehr dankbar auf regelmäßig durchgeführte, einschürige Mahd. Es empfiehlt sich daher die alljährliche Mahd, die wegen der relativ späten Blütezeit der Sommer-Drehwurz nicht vor Mitte September stattfinden sollte. Die gegen mechanische Belastung empfindlichen Wuchsortbereiche der Sommer-Drehwurz dürfen nur mit leichten Balken-Einachsmähern gemäht werden, an besonders labilen Quellnischen ist die Motorsense anderen Mahdgeräten vorzuziehen.

Wegen der Seltenheit und der starken Gefährdung der Art sowie der relativ hohen Pflegekosten ist es dringend zu empfehlen, den Erfolg der Pflegemaßnahmen wissenschaftlich oder fachmännisch (AHO = Arbeitskreis Heimische Orchideen) zu kontrollieren!

Succisa inflexa - Östlicher Teufelsabbiß

Der in Bayern nur im Rosenheimer Becken und im südlichen Chiemseebereich vorkommende Östliche Teufelsabbiß besiedelt Überflutungsstreuwiesen, die bei Brache rasch verschilfen, gelegentlich auch

zur Verhochstaudung neigen. Aus diesem Grunde ist die Mahd der Wuchsortbereiche möglichst jedes Jahr und wegen der späten phänologischen Entwicklung der Art erst am Ende der herbstlichen Streu-mahdperiode (Mitte Oktober bis Mitte November) vorzunehmen. Zudem sollten jedes Jahr mehrere m²-große Flecken und Streifen, auf denen die Fruchtstände von *Succisa inflexa* sich konzentrieren, von der Mahd ausgespart bleiben, um das Aussehen eines Teiles der Einzelindividuen zu gewährleisten. Im Wuchsortbereich kann ab und zu an einigen Stellen der Boden etwas aufgerissen werden. *Succisa inflexa* profitiert von solchen Bodenöffnungen, wie das massierte Aufwachsen von Jungpflanzen in Überflutungsstreuwiesen im südlichen Chiemseeuferbereich beweist.

***Viola elatior* - Hohes Veilchen und *Viola pumila* - Niedriges Veilchen**

Für jeden Wuchsort sind wegen der Seltenheit und der sehr starken Gefährdung dieser Veilchenarten spezifische Wuchsortkonzepte erforderlich. Die Pflege bedarf der wissenschaftlichen Begleitung, Entbuschungen und spätsommerliche Mahd der Wuchsortbereiche, die durch die Anlage von kleinflächigen Offenbodenstandorten (auf denen sich diese Veilchenarten gerne ansiedeln) zu ergänzen sind, bilden die wichtigsten Sofort-Pflegemaßnahmen. Darüber hinaus sind Renaturierungen der Umfeldbereiche der Wuchsorte dieser beiden Veilchenarten meist unabdingbar.

Moose

Einigen Moosarten gebührt bei der Erstellung von Pflege- und Entwicklungskonzepten dieselbe Aufmerksamkeit, die stark gefährdeten Blütenpflanzen oder auffälligen Tierarten zuteil wird. Konzeptbestimmend in Streuwiesen-Lebensräumen sind in jedem Fall folgende Arten:

***Catoscopium nigratum* (Hedw.) Brid.**

Die Art kommt nur an natürlichen Reliktstandorten vor und ist auf die hydrologische Unversehrtheit seiner Lebensräume dringend angewiesen. Großräumige Sicherung des Gebietswasserhaushaltes ist unabdingbar; Nutzungen (z.B. Trinkwassergewinnung), die den Wasserhaushalt eines Quellsumpfgebietes mit *Catoscopium*-Vorkommen verändern, sind mit dem Schutzziel unvereinbar, diese Moosart zu erhalten. Die Vorkommen von *Catoscopium nigratum* in Quellhangmooren der Schneeheide-Kiefernwälder im oberen Loisachtal vertragen offensichtlich extensive Beweidung.

***Cinclidium stygium* Sw.**

Hinsichtlich der Anforderungen an die Erhaltung des Wasserhaushaltes eines Quellmoorkomplexes mit *Cinclidium*-Vorkommen gelten die zu *Catoscopium nigratum* getroffenen Feststellungen. Jedwede Störung des Gebietswasserhaushaltes führt zum Verschwinden dieser Moosart.

Einige Quellmoorvorkommen von *Cinclidium stygium* bedürfen einer extensiven Pflege (z.B. die Rötelmoos-Vorkommen/TS oder die Vorkommen in Quellmooren des Raumes Wildsteig/WM), die im

unregelmäßigen Turnus mit leichten Geräten (Motorsense in den eigentlichen Wuchsortbereichen, ansonsten leichte Balkenmäher) durchzuführen ist.

***Meesia triquetra* Angstr.**

Die Schwingdeckenmoorkomplexe mit *Meesia*-Vorkommen sind nicht pflegeabhängig. Die völlige Unversehrtheit des Wasserhaushaltes und das Fernhalten von Eutrophierungen sind für die weitere Existenz unerlässlich. Die wenigen Vorkommen in feuchten Streuwiesen lassen sich analog wie die *Cinclidium*-Vorkommen in Quellmooren pflegen (siehe oben).

***Paludella squarrosa* (Hedw.) Brid.**

In den Ansprüchen an Wasserhaushalt, Fernhalten von Eutrophierungen und Pflegemaßnahmen entspricht *Paludella squarrosa* weitgehend *Cinclidium stygium* (siehe oben).

***Scorpidium scorpioides* (Hedw.) Limpr. - Skorpionsmoos**

Moorkomplexe, in denen Schlenkenbildungen mit *Scorpidium*-Rasen auftreten, bedürfen keiner Pflege. Hierzu gehören insbesondere Schwingdecken-Niedermoor- und Schwingdecken-Übergangsmoorkomplexe, seltener Teilbereiche von Kalk-Quellmooren. Mit Einschränkung besitzen *Scorpidium*-Schlenken Indikatorfunktion für nicht pflegeabhängige Moorkomplexe.

Das Skorpionsmoos gedeiht nur in sehr nassen, hydrologisch unbeeinträchtigten und nicht durch Eutrophierung geschädigten Mooren. Moorkomplexe mit *Scorpidium*-Vorkommen benötigen entsprechend ein hydrologisches Schutzkonzept und gegenüber Nährstoffeinträgen ein Pufferungskonzept.

***Splachnum ampullaceum* Hedw.**

Diese vorwiegend in kalk-oligotrophen Hangquellmooren auftretende Moosart benötigt zum Gedeihen ein gleichmäßig durchnäßtes Mischsubstrat aus verrottetem Kuhdung und Torf. Die Moorbeweidung ist in Moorweidegebieten, wo sich diese sehr selten gewordene Moosart noch nachweisen läßt, möglichst aufrechtzuerhalten (vgl. Kap. 4.2.2.1.1, S. 302, "Beweidung").

4.2.2.2 Tierarten

(Bearbeitet von M. Bräu)

Die Anwendung bestimmter Pflegeverfahren kann die Bestände einiger Tierarten und "ökologischer Gilden" dezimieren bzw. vernichten. Problematisch ist dies insbesondere in kleinen und isolierten Streuwiesengebieten, in denen derartige Verluste u.U. nicht durch Zuwanderung ausgeglichen werden können. Darum hat dieses Kapitel die Eignung der in Kap. 4.2.2.1 (S. 302) diskutierten Bestandspflegemaßnahmen für die Pflege einiger besonders naturschutzbedeutsamer Tierarten zum Inhalt.

Im folgenden sollen für besonders naturschutzbedeutsame Tierarten (im Text **fett** dargestellt) Empfehlungen zur Pflege und Entwicklung von Streuwiesen-Lebensräumen formuliert werden. Um die

Pflegepraxis nicht unnötig zu erschweren, wird eine Einengung des Pflegespielraumes grundsätzlich nur für Streuwiesen als sinnvoll erachtet, in denen hochgradig bedrohte Arten leben, sowie dort, wo gezielte Entwicklungsmaßnahmen auf aktuell nicht besiedelten Flächen zur Stabilisierung der Bestände solcher Arten notwendig und erfolgversprechend sind.

Grundsätzlich sollte auf Pflegeverfahren zurückgegriffen werden, die ein möglichst geringes Risiko bergen; auf alternative Maßnahmen, deren Wirkung auf die Artbestände nicht abgeschätzt werden kann, ist nach Möglichkeit zu verzichten. Ausnahmen von diesem Grundsatz sind nur vertretbar, wenn der angestrebte Pflegezustand sonst nicht zu sichern ist.

Neben besonders naturschutzrelevanten Tierarten werden z.T. weitere Streuwiesenbewohner aufgeführt, die von den empfohlenen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen gleichermaßen profitieren.

Wirbeltiere

In aktuellen und potentiellen Brutgebieten des **Wachtelkönigs** (*Crex crex*), des **Braunkehlchens** (*Saxicola rubetra*), der **Bekassine** (*Gallinago gallinago*) und des **Wiesenpiepers** (*Anthus pratensis*) ist ein Mosaik aus jährlich gemähten Streuwiesen - um Störungen zu vermeiden nach der Brutsaison, d.h. frühestens ab Anfang August - und einem erheblichen Bracheanteil (z.B. im Rotationsssystem) anzustreben.

Dabei muß die Dauer der Brachephase der Sukzessionsdisposition angepaßt sein: An stark zur Verschilfung (vgl. Kap. 2.2.1.2.5) und zur Verhochstaudung (vgl. Kap. 2.2.1.2.3) neigenden Standorten sollte sie ein Jahr nicht überschreiten. Die weitere Sukzession muß verhindert werden, da "Altbrachen" mit dichter Verschilfung, monotonen Hochstaudenfluren oder flächenhafter Verbuschung als Lebensraumkomponente untauglich sind. Zur Lebensraumerweiterung sollten derartige Flächen - wo möglich - wieder in Pflege genommen werden. Kann aufgrund anderer Schutzziele ein jahresweiser Pflegeverzicht auf größeren Flächen nicht toleriert werden, kann die Attraktivität von Streuwiesengebieten für die genannten Arten durch schmale Brachestreifen und vereinzelt stehende Büsche oder kleine Gebüschgruppen gesteigert werden.

Angestammte Bruthabitate des **Großen Brachvogels** (*Numenius arquata*) sollten möglichst jährlich im Herbst gemäht werden. Zumindest im Frühjahr störungsarme, bei weitgehendem Fehlen von Sichthindernissen mindestens 1 km² große und 700 m tiefe Streuwiesenkomplexe bieten für die Neuan siedlung der Art günstige Voraussetzungen; soweit nicht andere Entwicklungsziele entgegenstehen, sollten daher hier große, zusammenhängende Flächen jährlich gepflegt werden. Die dichtere Vegetation länger brachliegender Flächen ist für die Nahrungssuche weniger günstig, in stärker verschilften Brachen brütet der Brachvogel nicht (wegen schlechter "Überschaubarkeit"). Liegen zwischen den Streuwiesenparzellen Feuchtwiesen oder feuchtes Intensivgrünland, sollten jene nach den Vorga-

ben des Wiesenbrüterprogrammes (Mahd ab 21.6.), besser noch später (Nachgelege!) gepflegt werden.

Bei großseggenreichen Streuwiesenbrachen und ehemals gemähten Großseggenriedern in angestammten Brutgebieten der **Sumpfohreule** (*Asio flammeus*) und der **Wiesenweihe** (*Circus pygargus*) empfiehlt sich eine Wiederaufnahme bzw. Fortführung der Herbstmahd im vier- bis fünfjährigen Abstand, um dichte Verschilfung und Verbuschung zu verhindern. Wo sich flächenhafte Verbuschung breitgemacht hat, sollte diese bis auf wenige Einzelbüsche und Buschgruppen beseitigt werden. Entbuschungsaktionen dürfen natürlich nicht im Winterhalbjahr nach herbstlichen Einflügen (betr. Sumpfohreule, Kornweihe) erfolgen, oder wenn im Gebiet brütende Vögel anwesend sind, da die damit verbundenen Störungen zur Abwanderung führen können. Auch gegenüber anderen Störungen sollten die Überwinterungs- bzw. Brutgebiete abgeschirmt werden! Abgesehen von den Bruthabitaten kann auch für ein gutes und leicht erlangbares Beutangebot gesorgt werden: Günstig ist die Entwicklung eines möglichst breiten Gürtels extensiv genutzten Wirtschaftsgrünlands (Feuchtwiesen) oder im Herbst gemähter Streuwiesen, die von Brachesäumen durchsetzt sind. Letztere schaffen gute Lebensbedingungen für Kleinsäuger, die auf den angrenzenden gemähten Flächen leicht zu erbeuten sind. Gelingt es, Streuwiesenkomplexe in der beschriebenen Weise zu pflegen, bzw. zu entwickeln, bestehen gute Aussichten, daß umherstreifende Sumpfohreulen im Winter oder Wiesenweihen Anfang Mai "hängenbleiben" und zu brüten beginnen.

Für den **Raubwürger** (*Lanius excubitor*) als Habitatbaustein attraktiv sind Streuwiesen-Lebensräume nur, wenn sie großflächig sind. Da Streuwiesenkomplexe heute kaum noch Flächengrößen aufweisen, die dem Anspruch des Raubwürgers genügen, ist es unabdingbar, wenigstens ein extensiv genutztes Umfeld zu schaffen bzw. zu erhalten. Die Streuwiesen-Lebensräume selbst sollten mit Einzelbäumen, Sträuchern oder Gebüschgruppen locker durchsetzt sein, jedoch einen weitgehenden Offenlandcharakter aufweisen. Ähnlich wie bei Sumpfohreule und Wiesenweihe ist es notwendig, daß im Bereich des Aktionsradius des Raubwürgers ein hoher Anteil der Flächen regelmäßig gepflegt wird, da die Nahrung in niedrigwüchsigen Beständen leichter zu erbeuten ist.

Durch die Mahd großflächiger Streuwiesenareale können insbesondere relativ tief liegende, im Winter schneearme Streuwiesen-Lebensräume eine große Bedeutung für durchziehende oder im südlichen Mitteleuropa überwinternde Greifvögel wie Kornweihe (*Circus cyaneus*) oder Merlin (*Falco columbarius*) gewinnen, die von diesen gerne als Jagdbiotope genutzt werden.

In den Streuwiesengebieten des klimatisch begünstigten Donautals, die als Brutgebiete für die **Rohrweihe** (*Circus aeruginosus*) in Betracht kommen, ist zu erwägen, auf Flächen mit geringem aktuellen floristischen und faunistischen Wert Verschilfung zu tolerieren oder längere Brachephase einzuschalten

(nur sinnvoll, wo wirklich große und zusammenhängende Flächen zur Verfügung stehen).

Ansonsten ist die Entwicklung von "Landschilfbeständen" nur in Übergangszonen überschwemmter Seeröhrichte zu genutzten Streuwiesen, sowie - wenn andere Schutzziele dem nicht entgegenstehen (z.B. in Brachvogel-Brutgebieten!) - z.B. an Streuwiesen- und Grabenrändern zuzulassen.

Hiervon profitieren unter den Wirbeltieren insbesondere die **Zwergmaus** (*Micromys minutus*, "Halmkletterer") und weitere Kleinsäuger, der **Schilfrohrsänger** (*Acrocephalus schoenobaenus*), der **Feldschwirl** (*Locustella naevia*), oder die **Rohrhammer** (*Emberiza schoeniclus*).

Um als **Kreuzotter**-Lebensräume (*Vipera berus*) attraktiv zu sein, müssen Streuwiesenkomplexe großflächig und möglichst zusammenhängend sein. Zersplitterte Streuwiesenflächen sollten über naturnahe Strukturen wie Hochstaudensäume (z.B. entlang von Gräben), wieder miteinander verknüpft werden (typischer Biotopkomplexbewohner). Besonders wichtig ist es auch, an Hochmoorränder grenzende Streuwiesen nicht dauerhaft brachfallen zu lassen.

Ein reiches Kleinsäuger-Angebot steigert den Wert von Streuwiesen-Lebensräumen für die Kreuzotter. Wenn Röhricht- und Hochstaudensäume an Streuwiesenrändern und im Kontaktbereich zu Gräben jahr- und abschnittsweise von der Mahd ausgespart werden, fördert dies den Aufbau individuenreicher Bestände.

Wirbellose

Grundsätzlich können hier vorerst nur Arten berücksichtigt werden, deren Habitatansprüche hinreichend bekannt sind, um daraus Empfehlungen für Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ableiten zu können*.

Nachdem die Falter des **Lungenenzian-Ameisenbläulings** (*Maculinea alcon ssp. alcon*) im Spätsommer die Nester der Wirtsameisen verlassen haben, benötigen sie bald darauf für die Eiablage kurz vor der Blüte stehende Bestände von *Gentiana pneumonanthe* oder *Gentiana asclepiadea*, vermutlich v.a. solche an wechselfeuchten Standorten (an denen die Falter die für die Raupen essentielle hohe Wirtsameisendichte "vermuten"). Die Eiablagepflanzen dürfen nicht "eingewachsen" sein (gute Anflugmöglichkeit).

Die Larvalhabitate sind anhand der auffälligen, weißen, an den Blütenteilen angehefteten und auch nach dem Schlüpfen noch lange an den Pflanzen verbleibenden Eier auch für Nicht-Entomologen leicht ausfindig zu machen (siehe Foto 4 im Anhang)! Für die Entwicklungshabitate des Lungenenzian-Ameisenbläulings ergeben sich folgende Pflege-Erfordernisse:

- Regelmäßige Herbstmahd nicht vor Ende September (Entwicklung der Jungrauen in den Fruchtknoten) mit leichtem Gerät und nicht zu tief angesetztem Schnitthorizont (Schonung oberirdischer Wirtsameisennester). Dem "Einwachsen" der Pflanzen sollte möglichst entgegengewirkt werden. Die Mahd sollte in Streuwiesen, in denen Lungenenzian-Bestände als Larvalhabitate dienen, nach Möglichkeit jährlich erfolgen, in Streuwiesen mit geringen Aufwuchsmengen ist alle zwei Jahre praktizierte Mahd ausreichend. Bereiche mit stark eingewachsenen Lungenenzianen, die für *Maculinea alcon ssp. alcon* wertlos geworden sind, sollten der in [Kap. 4.2.2.2.1](#) (S. 312) vorgeschlagenen Regenerationspflege unterzogen werden. Dort wo *Gentiana asclepiadea*-Bestände zur Eiablage genutzt werden, können in der Regel - in Abhängigkeit von der Verschilfungs- bzw. Verhochstaudungstendenz - ein- bis zweijährige Brachphasen eingeschoben werden. Die Wirtspflanzen werden dadurch gefördert, die Zugänglichkeit bleibt aufgrund des im Vergleich zum Lungenenzian i.d.R. höheren Wuchses länger gewährleistet.
- Grundsätzlich keine auf den Sommer vorgezogene Mahd bzw. Mulchung auf allen von *Maculinea alcon ssp. alcon* als Larvalhabitat genutzten Flächen!
Vorgezogene Mahd kommt nur ausnahmsweise dort in Frage, wo regelmäßige Pflege anders nicht gewährleistet werden kann, und darf auch in diesem Falle nie auf allen als Larvalhabitat geeigneten Flächen gleichzeitig erfolgen. Zu empfehlen ist die Anwendung der "Kontrollierten Brache" (vgl. [Kap. 2.1.1.8](#)) auf Teilflächen, die sich besonders zur Ansiedlung für den Lungenenzian-Ameisenbläuling eignen bzw. das Stehenlassen einiger Brachestreifen mit gehäuftem Auftreten der Enziane in diesem Bereich in jedem Jahr.
- Wo *Gentiana asclepiadea* als Wirtspflanze dient, ist auch extensive Beweidung als Habitatpflege denkbar (siehe [Kap. 4.2.2.2.1](#), Text zu "*Gentiana asclepiadea*"). Sie sollte allerdings zunächst unter wissenschaftlichen Erfolgskontrollen in Gebieten mit kopfstarken Lungenenzian-Ameisenbläuling-Vorkommen erprobt werden, da über die Wirkung des Viehtritts auf die Bestände der Wirtsameisen nichts bekannt ist. Eine wissenschaftliche Untersuchung über die Eignung der Beweidung als Pflegealternative für Habitate mit *Gentiana pneumonanthe* wäre ebenso wünschenswert.

Oktobermahd in zweijährigem Abstand ist wohl für den **Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling** (*Maculinea telejus*) die günstigste Pflegeform. Brachphasen dürfen mutmaßlich maximal drei Jahre dauern.

* Für die wenigen Streuwiesen-Lebensräume Bayerns, in denen Populationen des **Wald-Wiesenvögelchens** (*Coenonympha hero*) oder der **Lauchschrecke** (*Parapleurus alliaceus*) leben, sollten vor Ort genaue Habitatanalysen erfolgen, auf deren Basis spezielle Pflege- und Entwicklungskonzepte zu erstellen sind.

ern, da sonst die Vegetationsstruktur für die Wirtsameisen ungünstig wird. Der Einsatz leichter Mahdgeräte und ein eher hoch angesetzter Schnitthorizont zur Schonung oberirdisch angelegter Wirtsameisennester ist anzustreben.

Sollen Streuwiesen, in denen *Maculinea telejus* vorkommt, beweidet werden, ist der Weidezeitraum auf den Juni zu begrenzen, da die einzige Raupenfutterpflanze, der Große Wiesenknopf, sonst nach anschließendem Neuaustrieb nicht mehr rechtzeitig zur Eiablagezeit Blütenknospen (Eiablagemedium) ansetzt. Sommermahd wird aus dem gleichen Grunde nicht vertragen. Werden alle als Larvalhabitat geeigneten Flächen eines Gebietes im Sommer gemäht bzw. gemulcht, stirbt *Maculinea telejus* dort aus (falls regelmäßige Pflege nur bei Sommerpflege realisierbar, Rotationspflege wie beim Lungenzian-Ameisenbläuling beschrieben anwenden!).

In Gebieten, in denen der **Schwarzblaue Ameisenbläuling** (*Maculinea nausithous*) vorkommt, ist ein Pflegemanagement erforderlich, bei dem auf kleinen Partien trockener Streuwiesenbereiche und -ränder mit Vorkommen des Großen Wiesenknopfs (einzige Raupenfutterpflanze) mindestens zwei, besser aber bis zu fünf Jahren auf Pflege verzichtet wird, um günstige Bedingungen für eine dichte Besiedlung durch die Wirtsameise zu schaffen.

Sinnvoll ist z.B., wenn pro Jahr im Rotationssystem nur ein Sechstel der Wiesenknopf-Bestände an Streuwiesenträndern (bzw. der Ränder angrenzender Gräben) in die Mahd mit einbezogen wird. Die ungemähten Partien brauchen dabei u.U. nur wenige Quadratmeter Fläche zu umfassen, wobei dann aber stets innerhalb eines Streuwiesengebietes eine größere Zahl solcher "Mähinseln" mit Wiesenknopf-Beständen zu belassen ist.

In beweideten Streuwiesenlebensräumen die beschriebenen Wiesenknopf-Standorte auszäunen oder Beweidung auf Juni begrenzen (Begründung siehe *Maculinea telejus*!).

Nur jahr- und abschnittsweise Mahd einzelner Partien und Ränder nährstoffreicherer Streuwiesen kommt u.a. auch dem Mädesüß-Schreckenfaller (*Brenthis ino*), dessen Eier am Mädesüß überwintern, und dem Baldrian-Schreckenfaller (*Melitaea diamina*), dessen Raupen den Winter in einem Gemeinschaftsgespinnst an *Valeriana officinalis* und *Valeriana dioica* verbringen, sehr zugute.

Vom **Abbiß-Schreckenfaller** (*Euphydryas aurinia*) besiedelte Streuwiesen-Lebensräume sollten nach Möglichkeit nie vollständig gemäht werden, da auch bei Oktobermahd eine Reduzierung der Bestände durch das Zerreißen der Überwinterungs-Gespinnste zu befürchten ist. Empfehlenswert ist daher eine alternierende Mahd, bei der jährlich nur die Hälfte der Larvalhabitate (Kalkflachmoore und Pfeifengraswiesen mit *Succisa pratensis*) gemäht werden. Ist dies nicht möglich, sollten zumindest nur einzelne Partien oder die Randbereiche unregelmäßig in die Mahd mit einbezogen werden. Der Abbiß-Schreckenfaller toleriert mäßige Verschilfung; daher reicht es z.B. in wenig zur Verschilfung neigenden Streuwiesen auch aus, wenn nur alle zwei (Pfeifen-

graswiesen) bis drei Jahre (Kalkflachmoore) gemäht wird. Anders an nährstoffreicheren Standorten mit Verhochstaudungs-Tendenz: Eiablage und Raupenfraß erfolgen bevorzugt an den bodennahen Blättern, die nicht stärker eingewachsen oder beschattet sein dürfen. Solche Bereiche sind daher mindestens alle zwei Jahre zu mähen.

Für das **Blaukernauge** (*Minois dryas*) ist Mahd alle zwei bis drei Jahre der günstigste Pflegeeturnus (Ausbildung besonders hoher Dichten in Jungbrachen). Brachejahre sind jedoch nicht essentiell. Mit Oktobermahd kommt *Minois dryas* gut zurecht; auf die erste Augushälfte vorgezogene Mahd (bzw. Mulchen) ist zu vermeiden, da ein Teil der Raupen sich erfahrungsgemäß erst spät verpuppt, und bei früher Mahd verhungert.

Zur Erhaltung der Larvallebensräume des **Großen Wiesenvögelchens** (*Coenonympha tullia*) - an Wollgras reiche Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesenpartien - ist herbstliche Mahd in drei- bis vierjährigem Abstand ausreichend. In Streuwiesen mit stärkerer Verschilfungstendenz ist der Brachezeitraum auf zwei Jahre zu verkürzen. Grundvoraussetzung für den Erhalt von *Coenonympha tullia* ist die Sicherung eines intakten Wasserhaushaltes durch flankierende Maßnahmen. Da die Larvalhabitate vielfach während der Falter-Flugperiode ein ausgeprochen geringes Blütenangebot aufweisen, sind nahegelegene blütenreiche Hochstaudensäume oder nährstoffreichere Streuwiesentypen als Nahrungshabitate für die Falter zu erhalten bzw. zu entwickeln. Dies kommt gleichermaßen *Minois dryas* und *Euphydryas aurinia* (und u.U. auch nahrungssuchenden Faltern aus Hochmoor-Kontaktlebensräumen) zugute, deren Larvalhabitate ebenfalls oft wenig Nektarnahrung bieten.

Die **Kurzflügelige Schwertschrecke** (*Conocephalus dorsalis*), sowie die weniger akut bedrohte Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus discolor*) sind innerhalb von Streuwiesen vielfach auf relativ kleinflächige Binsen- oder Seggenfazies beschränkt, da sie (oft nur) dort geeignete Eiablagestrukturen (hohlraumreiche Pflanzenstengel) und die benötigte hochhalmige, vertikale Vegetationsstruktur vorfinden. Da die Eier in den Stengeln überwintern, sollten nie alle dieser Bereiche im gleichen Jahr gemäht werden, um das Erlöschen der oft individuenschwachen Kolonien zu vermeiden. Diese "Sonderstrukturen" innerhalb der Wiesen sind i.d.R. sehr leicht erkennbar und können bei der Mahd gezielt ausgespart werden (keine Vereinheitlichung der Vegetationsstruktur!). Dies kommt auch z.B. der **Rötlichen Binsenstengeleule** (*Coenobia rufa*) zugute, deren Jungraupen in Binsenstengeln überwintern.

Wo die Kurzflügelige Schwertschrecke in locker verschilften, nassen Streuwiesen(-brachen) auftritt, sollte auch hier jährlich nur ein Teil gemäht werden. Gelegentliche Mahd ist jedoch auch in Schwertschrecken-Habitaten notwendig, da alte Streuwiesenbrachen mit sehr dichter Verschilfung nicht als Lebensraum taugen. Da *Conocephalus dorsalis* nur in (zumindest im Frühjahr) nassen Streuwiesenle-

bensräumen vorkommt ist auch bei dieser Art die Stützung eines intakten Wasserhaushalts durch flankierende Maßnahmen wichtig.

Teilmahd, z.B. im Rotationssystem, ist auch in den Habitaten der Großen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) zu empfehlen, da sonst auch bei dieser Art sämtliche, in *Juncus*- oder *Phragmites*-Stengeln abgelegten Eier verlorengehen und ein Zusammenbruch der Bestände unausweichlich ist. Zugleich können dadurch die Bestände an Schilf gebundener Nachfalterarten, z.B. die von **Goezes Röhrrichteule** (*Simyra albovenosa*) und die der **Schmalflügeligen Schilfeule** (*Chilodes maritimus*), gestützt bzw. erhalten werden.

Die für die **Sumpfschrecke*** (*Mecostethus grossus*) notwendige Habitatpflege ist vom Charakter der Streuwiese abhängig. Handelt es sich bei den Habitaten um Pfeifengrasbestände mit Mosaikstruktur (siehe Abb. 1/9 im Kap. 1.5.2.5), die von der Sumpfschrecke flächenhaft besiedelbar sind, ist jährliche oder alle zwei Jahre durchgeführte Herbstmahd die günstigste Pflegeform. Dichte Verschilfung sollte verhindert werden, vieljährige Brachephasen sind daher zu vermeiden. Dichte Schilfbereiche werden von der Sumpfschrecke gemieden, besonders in lockerschilfigen Übergangsbereichen zu gemähten Streuwiesen vermag sie dagegen hohe Populationsdichten zu erreichen. Dieser Präferenz kann durch eine unkonventionelle Pflegeform zur Förderung von *Mecostethus grossus* Rechnung getragen werden: Abwechselnde Streifenmahd mäßig verschilfter Streuwiesen, wobei die nicht mitgemähten Streifen im Folgejahr zu mähen sind.

Darüberhinaus ist die für die Sumpfschrecke notwendige hohe Frühjahrs-Bodenfeuchtigkeit durch flankierende Maßnahmen zu erhalten bzw. wiederherzustellen (Dränageeinrichtungen verfallen lassen etc.).

In Streuwiesen-Lebensräumen mit Vorkommen der Wildbiene *Prosopis pectoralis* sollte darauf geachtet werden, daß verschilfte Streuwiesenpartien und -ränder, an denen *Phragmites communis* durch die Schilfgallenfliege befallen ist - auch von Nicht-Entomologen leicht am Vorhandensein zigarrenförmiger, oben meist ausgefranster Gebilde an den Enden nur ca. 70-100 cm hoher Schilfhalm zu erkennen (vgl. Abb. 1/10) - nie vollständig abgemäht werden. *Prosopis pectoralis* ist zum Nestbau auf die verlassenen Gallen angewiesen, in denen die Larven den Winter überdauern.

Da die Schilfgallenfliege lockere, schwachwüchsige Schilfbestände bevorzugt, ist jedoch gelegentlich eine Mahd im Rotationssystem, bei dem jede Parzelle je nach Verschilfungsdisposition alle drei bis vier Jahre gemäht wird, erforderlich.

Von einem derartigen Rotationsmanagement verschilfter Streuwiesen profitieren auch Arten, die auf vorjährige, abgebrochene Schilfstengel angewiesen sind (z.B. Nistplatz für die gefährdeten Fliegengrabwespen *Ectemnius confinis* und *Rhopalum gracile*, Überwinterungshabitat für den stark gefährdeten **Langhals-Laufkäfer** *Odacantha melanura*).

Wo *Prosopis pectoralis* oder die auf größere *Lythrum salicaria*-Bestände (einzige Pollenquelle) angewiesene Wildbiene *Melitta nigricans* auftritt, sind in der Nähe der Bruthabitate Hochstaudensäume zu entwickeln bzw. zu erhalten, die nicht vor September gemäht werden sollten.

Das Habitatmanagement für *Melitta nigricans* sollte weiterhin auch die Bruthabitate, die in trockeneren Kontaktlebensräumen (Dammböschungen, Uferabbrüche etc.) liegen, einschließen. Da die Nester an kleinen Rohbodenstellen angelegt werden, empfiehlt es sich u.U. gezielt kleine Bodenverwundungen zu schaffen (Dämme sollten außerdem regelmäßig gemäht werden, da durch Brache ein dichter Rasenschluß gefördert wird).

In Kalkquellmooren, in denen noch die **Gestreifte Quelljungfer** (*Cordulegaster bidentatus*), die **Helm-Azurjungfer** (*Coenagrion mercuriale*) oder der **Kleine Blaupfeil** (*Orthetrum coerulescens*) vorkommen, sollten alle zur Konsolidierung eines intakten Wasserhaushaltes und zur Abschirmung von Nährstoff- oder Pestizideintrag möglichen und notwendigen Maßnahmen ergriffen werden (siehe Kap. 4.2.3.1, S. 325)! Außerdem ist in Kalkquellmooren mit kleinen Quellbecken und durch Kalktuffablagerungen aufgestauten Schlenken ein striktes Betretungsverbot zu prüfen.

Gräben, die in Streuwiesen-Lebensräumen der **Helm-Azurjungfer**, dem **Kleinen Blaupfeil**, der **Gefleckten Smaragdlibelle** (*Somatochlora flavomaculata*), der **Vogel-Azurjungfer** (*Coenagrion ornatum*), der **Gebänderten Heidelibelle** (*Symptetrum pedemontanum*) oder dem **Südlichen Blaupfeil** (*Orthetrum brunneum*) als Larvalhabitat dienen, sind als heute unverzichtbare Sekundärlebensräume instandzuhalten bzw. zu pflegen. Ausnahmen scheinen hier nur gerechtfertigt, wenn von den besiedelten Gräben nachgewiesenermaßen eine Gefahr für den gesamten Lebensraum Streuwiese ausgeht! Die Grundsätze der Grabenpflege sind im LPK-Band II.10 "Gräben" ausführlich dargestellt und in Kap. 4.2.6.1, S. 338 kurz zusammengefaßt.

Wichtig für die genannten Libellenarten ist insbesondere, daß Grabenräumungen nur abschnittsweise und in Abständen erfolgen, die eine reiche Entwicklung der Gewässervegetation zulassen, und daß süd- oder ostseitige Grabenränder regelmäßig und nach Möglichkeit bereits im Frühsommer gemäht werden, um eine ausreichende Besonnung sicherzustellen.

* Obwohl die Sumpfschrecke in der bayerischen Roten Liste lediglich als gefährdet geführt wird, sollte dieser Streuwiesen-Charakterart in Gebieten, in denen sie bereits rapide zurückgegangen ist, bei der Pflege besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

4.2.2.3 Pflegehinweise zu den Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen

(Bearbeitet von B. Quinger)

In großräumigen und homogen strukturierten Streuwiesen-Lebensräumen kann über ganze Flurstücke hinweg dieselbe Pflanzengemeinschaft das Bild beherrschen, so daß die Pflegeplanung durchaus nach den Bedürfnissen dieser Gemeinschaft ausgerichtet werden kann. Pflegehinweise zu den in Kapitel 1.4.3 besprochenen Pflanzengemeinschaften bilden deshalb eine sinnvolle Ergänzung zu den im [Kapitel 4.2.2.1](#) ("Bestandespflege") ausgesprochenen Empfehlungen.

Pflanzengemeinschaften so zu pflegen, daß sie den syntaxonomisch gefaßten Definitionen der Pflanzen-Gesellschaften möglichst nahe kommen, stellt grundsätzlich kein Anliegen des Naturschutzes dar. Im Unterschied zu den Arten sind die durch Charakter- und Differentialarten definierten Pflanzen-Gesellschaften abstrakte und keine individualisierbaren Gegenstände mit einem Schutzwert an sich (vgl. FISCHER & PFADENHAUER 1991: 230 f.). Wertvoll sind syntaxonomisch "reine" Pflanzen-Gesellschaften für die Vegetationskunde als Demonstrationsobjekt. Für den Syntaxonomen können sie als Vergleichsobjekt sehr wertvoll sein, wenn es sich um Locus classicus-Bestände handelt.

Der Erfolg von Pflege- und Renaturierungsmaßnahmen sollte deshalb hauptsächlich an der Zustandsbeschaffenheit der Pflanzen-Gemeinschaften bemessen werden. Als Maßstab für "Intaktheit" darf in diesem Zusammenhang nicht die möglichst weitgehende Übereinstimmung mit syntaxonomisch definierten Einheiten herangezogen werden. Für diesen Zweck ist vielmehr das Auftreten bzw. Ausbleiben von "Warnarten" für Eutrophierung (vgl. Kap. 2.3.1.1), auf die Dominanzwerte von Brachezeigern und auf die "richtige" Struktur (z.B. eine gewisse Lückigkeit der Vegetation) zu achten.

Nachstehend werden daher zu den in Kap. 1.4.3 behandelten Pflanzengemeinschaften Pflegehinweise gegeben. Die in Kapitel 1.4.3 gewählte Anordnung wird beibehalten.

4.2.2.3.1 Pfeifengraswiesen

Die Pfeifengraswiesen erhalten ihre "klassische", durch die traditionelle Nutzung erzeugte Struktur bei einer im regelmäßigen Turnus durchgeführten Herbstmahd zu einem Zeitpunkt, an dem die Verstrohung bereits abgeschlossen ist. Zugleich haben die im Spätsommer blühenden MOLINION-Arten ihren phänologischen Zyklus weitgehend abgeschlossen. In der Regel erfolgt die Verstrohung in der zweiten Septemberhälfte, so daß sich die Vornahme der Mahd ab dem 1. Oktober, bei kühler Witterung oder in spät umfärbenden Beständen ab dem 15. Oktober anbietet.

Gelegentlich aus organisatorischen Gründen früher stattfindende Mahden zu einem Zeitpunkt, an dem das Pfeifengras noch grün ist, sollten durch Ein-

schieben eines Brachejahres ausgeglichen werden, um das Ausreifen und das Aussamen der Streuwiesenpflanzen zuzulassen. Alle Pfeifengrasbestände, die einen streuwiesenartigen Charakter behalten sollen, müssen mindestens so häufig gemäht werden, daß keine verdämmenden Streufilzdecken entstehen, die allen Streuwiesenpflanzen mit niedrig sitzenden Assimilationsorganen allmählich den Gar aus machen.

Die Vornahme der Mahd vor dem Einsetzen der Verstrohung ist in solchen Pfeifengraswiesen-Beständen zweckmäßig, in denen Eutrophierungsschäden zu beobachten sind (vgl. Kap. 2.3.1.1). Der vorgezogene Schnitt empfiehlt sich, um wirksamer Nährstoffentzüge herbeiführen zu können. Ein vorübergehend frühes Schnitt-Management ist auch bei übermäßig hohem Besatz der Pfeifengraswiesen mit Hochstauden und mit Schilf angebracht. Schnitte im August und in der ersten Septemberhälfte führen zu einer wirksameren Rückdrängung des Schilfs und der Hochstauden als der übliche Herbstschnitt.

In allen Streuwiesen-Lebensräumen, in denen sich die Mahd über mehrere Wochen hinzieht, sollten eutrophierte, verschilfte, verhochstaudete, lange brachgelegene sowie spätblüherarme Wiesen zuerst und die besonders hochwertigen Wiesen erst ab Oktober gemäht werden.

Die vorstehenden Empfehlungen und Hinweise gelten für die drei Pfeifengraswiesen-Gesellschaften "Reine Pfeifengraswiese", "Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese" und "Duftlauch-Pfeifengraswiese", die im Kapitel 1.4.3 beschrieben worden sind. Bei Feuchtausbildungen der Reinen Pfeifengraswiese und der Duftlauch-Pfeifengraswiese sollte die Mahd nur mit leichten Mahdfahrzeugen durchgeführt werden, deren Auflagedruck weitestmöglichst durch zusätzliche Bereifung, Gitterräder und dgl. (vgl. Kap. 5.1.1) reduziert ist, um Bodenverdichtungen entgegenzuwirken.

Die an trockenen Standorten gedeihende Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese ist weniger empfindlich gegen Druckbelastungen und kann mit leichten Traktoren befahren werden. Schwere Traktoren sind grundsätzlich von der Mahd der Pfeifengraswiesen auszuschließen.

4.2.2.3.2 Kleinseggen-, Kopfbinsen- und Haarbinsenrieder

Die im Kapitel 1.4.3.2 behandelten Kleinseggen-, Kopfbinsen- und Haarbinsen-Gesellschaften unterscheiden sich in ihren spezifischen Pflegeansprüchen stärker als die drei behandelten Pfeifengraswiesen-Gesellschaften und werden deshalb nachstehend getrennt voneinander besprochen. Generell gilt: die Sekundärbestände dieser Gesellschaften sind um so reicher an Rosettenpflanzen und gesellschaftsspezifischen Orchideenarten ausgebildet, je regelmäßiger die Herbstmahd stattfindet.

Davallseggenried

Die (seltenen!) natürlichen Bestände des Davallseggenrieds bedürfen keiner Mahd, sekundär erweiterte

Primärbestände in ihren Randbereichen der gelegentlichen Entbuschung.

Die großflächigen, streuwiesenartigen Ausbildungen des Davallseggenrieds sollten überwiegend möglichst alljährlich gemäht werden, wobei die Mahd in ungestörten Beständen nicht vor September erfolgen sollte. Auf Teilflächen kann die Kontrollierte Brache (Mahd, anschließend 2-3 Jahre brachlegen, danach wieder Mahd) durchgeführt werden. Die Mahd sollte nur mit leichten Traktoren mit Spezialbereifung durchgeführt, Quellhangmoorvorkommen des Davallseggen-Rieds nur mit leichten Einachs-Balkenmähern befahren werden.

Mehlprimel-Kopfbinsenried

Floristisch reiche Ausbildungen des *SCHOENETUM FERRUGINEI* entstehen ebenfalls bei ziemlich regelmäßig alljährlich durchgeführter Mahd, da die Halmdichte und die Bestandeshöhe des Rostroten Kopfrieds bei diesem Management gering gehalten und jeder Filzbildung entgegengewirkt wird. Aspektbestimmende hochwertige Arten des *SCHOENETUM FERRUGINEI* wie die Mehl-Primel oder der Stengellose Enzian gelangen durch regelmäßige Mahd zu besonders hoher Bestandesdichte, optimal begünstigt wird durch ein derartiges Mahdregime auch die stark gefährdete Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) und der Alpen-Helm (*Bartsia alpina*).

Die Vornahme der Mahd lediglich im zwei- bis dreijährigen Turnus sollte bezogen auf den Gesamtbestand der Gesellschaft in einem Pflegegebiet nur auf Teilflächen praktiziert werden, die prozentual nicht ins Gewicht fallen. Die Kontrollierte Brache in einem ein- bis zweijährigen Turnus ist zum Schutz von Spätblühern sowie aus entomofaunisten Gründen angeraten. Für das Gros eines Mehlprimel-Kopfbinsenriedes sollte das Aussetzen der jährlichen Herbstmahd allenfalls in einem Turnus von drei bis fünf Jahren erfolgen (vgl. hierzu BOSSHARD et al. 1988; Kap. 2.2.1.3 und Kap. 4.2.2.1.1, S. 302, "Mahd").

Sehr nasse, stark mit *Scorpidium*-Schlenken versehene Teilbereiche bedürfen nicht jedes Jahr der Mahd und sind in die Flächen zu integrieren, auf denen die Kontrollierte Brache praktiziert wird.

Sehr wichtig ist es, den Wasserhaushalt der Kopfbinsenerieder unversehrt zu erhalten. Selbst geringfügige Entwässerungen führen zur Basenverarmung im Wurzelraum und zum Verlust dieser floristischen Kleinode der Gesellschaft.

Die Mahd der Quellhangmoorvorkommen des *SCHOENETUM FERRUGINEI* sollte mit Einachs-Balkenmähern, an besonders empfindlichen Stellen wie Quellrinnen, Rieselbahnen usw. mit der Motorsense durchgeführt werden.

Primärvorkommen von *Schoenus ferrugineus* in kalkbeeinflussten Übergangsmoorkomplexen ("Braunmoos-Übergangsmoore") sind von der Pflege auszunehmen, da sie als Bestandteil der natürlichen Vegetation nutzungsunabhängig sind.

Kopfbinsenried mit *Schoenus nigricans* als Hauptbestandbildner

Das im Vergleich zum Mehlprimel-Kopfbinsenried an nasserem und viel häufiger an natürlichen Standorten vorkommende *SCHOENETUM NIGRICANTIS* ist in der Regel weniger pflegebedürftig als das *SCHOENETUM FERRUGINEI*. An natürlichen, nicht baumfähigen Standorten ist die Mahd überflüssig, ansonsten genügt eine Mahd im 2-3 jährigen Turnus, die dem traditionellen Nutzungsregime des vom Schwarzen Kopfried gebildeten *SCHOENETUM NIGRICANTIS* entspricht. Die Bestände des Schwarzen Kopfrieds sind zur dauerhaften Erhaltung auf eine großflächige Sicherung des Gebietswasserhaushaltes angewiesen. Die Mahd kann nur mit leichten Einachs-Balkenmähern oder mit der Motorsense durchgeführt werden.

Herzblatt-Braunseggensumpf

Die nur mäßig saure Form des Braunseggen-Sumpfes gelangt analog wie das Mehlprimel-Kopfbinsenried bei regelmäßiger Herbstmahd zu einer besonderen floristischen Reichhaltigkeit. Um der Bildung von Streufilzdecken entgegenzuwirken und niedrigwüchsigen Arten zu größerer Deckung zu verhelfen, sollte alljährlich gemäht werden. Auf Teilflächen empfiehlt es sich analog wie beim Mehlprimel-Kopfbinsenried vor allem aus faunistischen Gründen, die kontrollierte Brache als Pflegemethode anzuwenden (Mahdjahr im Wechsel mit einer 2-3 Jahre währenden Brachephase).

Braunseggen-Sumpf

Der nasserem und artenärmere Braunseggen-Sumpf bedarf der Pflege nur in einem unregelmäßigen Turnus. Die Mahd sollte in besonders trockenen Jahren durchgeführt und in nassen Jahren ausgesetzt werden. Das Einschieben selbst mehrjähriger Pflegepausen führt anscheinend nicht zu erheblichen Veränderungen der Bestandesstruktur, da die nassen Braunseggen-Sümpfe für Gehölze nur unter Schwierigkeiten besiedelbar sind.

Mehlprimel-Haarbinsen-Bestände

Die Mehlprimel-Haarbinsenbestände sollten grundsätzlich ebenso wie die Mehlprimel-Kopfbinsenbestände durch regelmäßige Herbstmahd gepflegt werden. Übergangsmoorartige Verbrachungsstadien mit *Sphagnum warnstorffii*-Vermoosung (vgl. Kap. 1.4.2.2.1) sind wenigstens auf Teilflächen von der Mahd auszunehmen und bei Vordringen von Gehölzen wie *Frangula alnus* oder *Picea abies* durch gelegentliches Entbuschen offenzuhalten.

4.2.2.3.3 Binsen-Sümpfe und Binsen-Quellrieder

Gesellschaft der Stumpfbliätigen Binse, Knotenbinsen-Wiese, Streubinsen-Wiese

Die Bestände der Stumpfbliätigen Binse sind an Sekundärstandorten zumindest alle zwei Jahre, besser alljährlich mit einem Aussetzen der Mahd alle drei bis fünf Jahre zu mähen, um der in dieser Gesellschaft sehr rasch erfolgenden Streufilzbil-

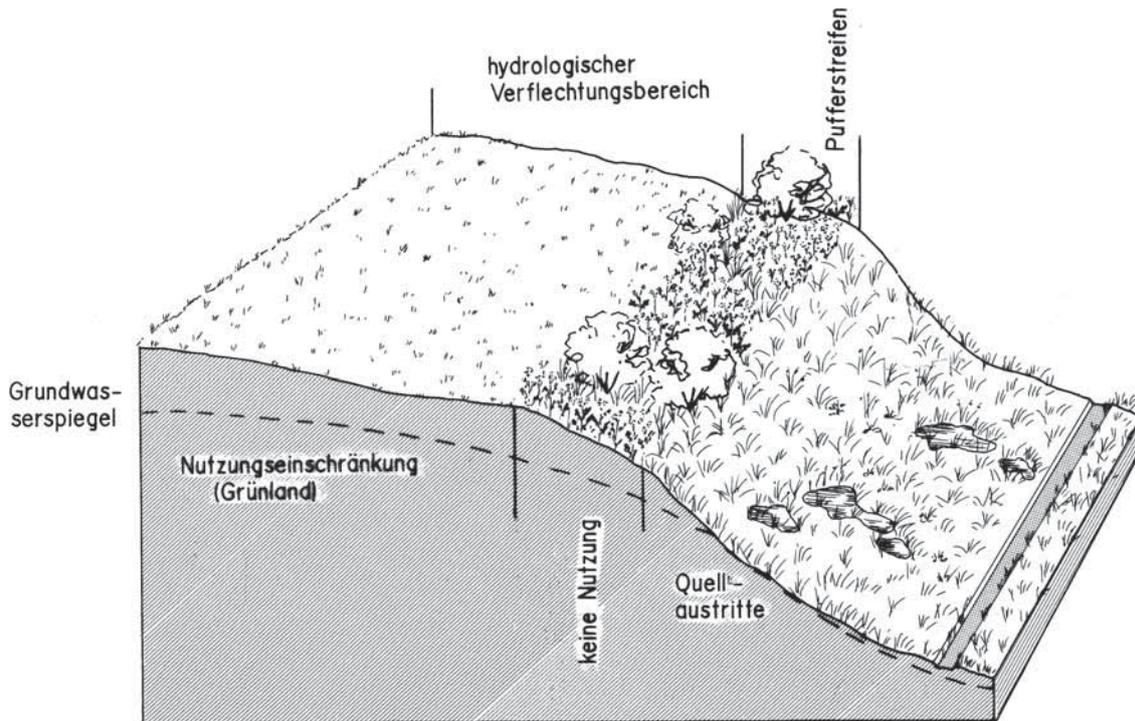


Abbildung 4/18

Pufferstreifen am Oberhang von Hangstreuwiesen zur Verhinderung der oberflächlichen Nährstoffeinschwemmung

dung (vgl. Kap. 2.2.1.3) entgegenzuwirken. Zur Pflege orchideenreicher Bestände (*Epipactis palustris*, *Dactylorhiza incarnata*, selten auch *Liparis loeselii*) empfiehlt es sich, die Herbstmahd lediglich in nassen Jahren auszusetzen. Alljährliche Mahd ist auch in aneutrophierten Beständen geboten. Da das JUNCETUM SUBNODULOSI zumeist arm an Spätblüher ist, kann ab September gemäht werden. Eutrophierte Bestände sollten bereits einen Monat früher geschnitten und das Mahdgut abgeräumt werden.

Quellhangmoor-Vorkommen des JUNCETUM SUBNODULOSI sollten mit Einachs-Balkenmähern, ausgedehnte Seebeckenmoor-Vorkommen mit leichten Traktoren gemäht werden, die mit Breitreifen oder mit Giterrädern auszustatten sind.

Natürliche *Juncus subnodulosus*-Bestände an Quellaufbrüchen bedürfen keiner Pflege.

Gesellschaft der Spitzblütigen Binse, Waldbinsen-Sumpf

Entspricht in den Pflegeansprüchen den Sekundärbeständen des JUNCETUM SUBNODULOSI. Im Mittel sollte im zweijährigen Turnus gemäht werden, besonders hochwertige Bestände mit Ausnahme besonders nasser Jahre möglichst in jedem Jahr. Für das zumeist in den Quellhangmooren verbreitete JUNCETUM ACUTIFLORI empfiehlt sich als Mahdgerät der Einachs-Balkenmäher.

4.2.2.3.4 Großseggen-Streuwiesen, Großseggenrieder und Röhrichte

Unter den Großseggen-Beständen können vor allem die Steifseggen-Rieder für die Streuwiesenpflege relevant sein. Die anderen Großseggen-Gesellschaften in Streuwiesen-Lebensräumen bedürfen nur einer geringen pflegerischen Aufmerksamkeit.

Steifseggen-Streuwiese

Die Steifseggen-Streuwiese tritt wie in Kapitel 1.4.3.4 ausführlich beschrieben, in einer mesotrophen Auen- und Seeried-Form sowie in einer oligotrophen Form auf, die in Toteiskesselmooren und in Seebeckenmooren die Übergangsmoor- und die Schwingdeckenmoor-Komplexe umgürtet.

Die sehr artenreichen Auen-Steifseggen-Streuwiesen bedürfen zur Aufrechterhaltung ihrer floristischen und physiognomischen Struktur der regelmäßigen einschürigen Mahd, da das Aussetzen dieser Nutzung sehr rasch zur Umwandlung dieser Streuwiesen in artenarme Steifseggen-Schilfröhrichte führt. Es empfiehlt sich, hin und wieder die Mahd schon im Frühherbst in einem Zeitraum vorzunehmen, in dem das Schilf noch grün ist. Durch den frühen Schnitt werden Schilfpolykormone sehr geschwächt; die Halmhöhe und Halmdichte von *Phragmites australis* nehmen stark ab. Ebenso führt die regelmäßige Mahd zu einer rasig-niedrigen Wuchsform der Steifseggen-Bestände, die der Be-

gleitflora des CARICETUM ELATAE mehr Raum zum Gedeihen überläßt als sie in den hochbültigen Ausbildungen dieser Gesellschaft vorfindet.

Die Fortsetzung beziehungsweise die Wiederaufnahme einer regelmäßigen Pflege ist in allen Auen-Steifseggen-Streuwiesen geboten, in denen hochwertige Streuwiesen-Pflanzen wie *Carex buxbaumii*, *Iris sibirica*, *Orchis palustris*, *Pedicularis scpectrum-carolinum* und *Succisella inflexa* anzutreffen sind.

Den oligotrophen Steifseggen-Streuwiesen (mit *Carex lasiocarpa* als besonders charakteristischer Art) in Toteiskesselmooren und am Rande von Schwingdeckenmooren wohnt kein so großes endogenes Sukzessionspotential inne wie den Auen-Steifseggen-Streuwiesen. Bei ihnen genügt auf lange Sicht eine Mahd in einem etwa zwei- bis dreijährigem Turnus, wobei Wuchsorte des Strohgelben Knabenkrauts (*Dactylorhiza incarnata subsp. ochroleuca*) häufiger gemäht und nur bei nasser Witterung Ruhejahre eingeschoben werden sollten.

Schlankseggen-Ried

Siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen".

Schwarzschofseggen-Ried

Natürliche Vorkommen des CARICETUM APPROPINQUATAE bedürfen keiner Pflege, Sekundärvorkommen dieser Gesellschaft müssen gelegentlich entbuscht werden (Faustrichtwert: ca. alle 10 Jahre entbuschen!), wenn das Gelände offengehalten werden soll. Mahd ist zur Pflege des Schwarzschofseggen-Rieds nicht angebracht, da *Carex appropinquata* von der Brache profitiert. In gemähten Großseggen-Beständen verschiebt sich das Verhältnis Steifsegge: Schwarzschof-Segge zugunsten von *Carex elata*.

Fadenseggenried

Schwingdeckenmoor-Vorkommen dieser Gesellschaft sind natürlich und bedürfen keiner Pflege. Fadenseggenrieder im Übergangsfeld von Schwingdeckenmooren zu Klein- und Großseggenriedern sollten in unregelmäßigen Abständen (Turnus 2 bis 5 Jahre) mit den angrenzenden Seggen-Streuwiesen mitgemäht werden, wenn die Witterung (große Trockenheit!) eine Befahrung der Wuchsortbereiche mit leichtem Gerät zuläßt.

Rispenseggen-Ried

Das Rispenseggen-Ried verhält sich hinsichtlich seiner Pflegeansprüche wie das Schwarzschofseggen-Ried. Es genügt gelegentliche Entbuschung (Faustrichtwert: etwa alle 10 Jahre entbuschen!), weitere Pflegemaßnahmen sind unnötig oder sogar schädlich, da *Carex paniculata* von der Brache profitiert.

Schnabelseggen-Ried

Primär-Vorkommen des Schnabelseggen-Rieds an nicht baumfähigen Standorten sind nicht pflegebedürftig. Sekundär-Vorkommen verhalten sich in ihren Pflegeansprüchen exakt so wie der Braunseggen-Sumpf. Da die Schnabel-Segge gegen Eutro-

phierung empfindlich ist, sollten laterale Nährstoffeinträge vermieden werden.

Schneidried-Bestände

Intakte *Cladium*-Vorkommen sind wegen ihrer großen Nässe nicht waldfähig, so daß aktive Pflegemaßnahmen überflüssig sind. Gelegentlich in die Mahd miteinbezogen werden können randliche Partien des Schneidrieds, die zu Kopfried-Beständen (*Schoenus nigricans* und *S. ferrugineus*) überleiten. Da das Schneidried an nährstoffarmen Standorten mit einer sehr hohen Nachlieferung an $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ vorkommt, stellen eine großräumige Sicherung des Gebietswasserhaushaltes und der Schutz vor Eutrophierung existentielle Voraussetzungen zur Sicherung der Existenz des Schneidrieds dar.

4.2.3 Pufferung und Erweiterung

(Bearbeitet von R. Strohwasser und U. Schwab)

Mit einer Erhaltungspflege allein ist der Fortbestand von Streuwiesen-Lebensgemeinschaften vielfach nicht mehr dauerhaft sicherbar. Insbesondere gilt dies für Streuwiesen, die exponiert in einer intensiv genutzten Kulturlandschaft liegen. Ein wichtiger Schritt zur Verminderung störender Randeinflüsse, die für das Zusammenschmelzen intakter Bestände auf oft kleine Kernzonen (vgl. Kap. 2.6.1) verantwortlich sind, besteht in der Schaffung von Pufferstreifen bzw. Erweiterungsflächen außerhalb des Moorbiotops.

An Streuwiesen sollen möglichst nur extensiv oder ungenutzte Lebensräume angrenzen. Dazu gehören schwach bis mäßig gedüngtes Grünland, Wald, Gebüsch, Brachen oder Feldwege. **Als unmittelbare Nachbarflächen zu vermeiden sind Äcker, intensiv genutztes, stark gedüngtes Grünland, asphaltierte oder bebaute Flächen.** Ebenso ist die **Neuanlage großflächiger Abgrabungen (z.B. Kiesgruben)** in unmittelbarer Nachbarschaft von Streuwiesen aus naturschutzfachlicher Sicht ungünstig.

4.2.3.1 Pufferung

(Bearbeitet von R. Strohwasser)

4.2.3.1.1 Trophische Pufferung

Vor der Einrichtung von Pufferzonen muß auch hinsichtlich des hohen Organisationsaufwandes geprüft werden,

- ob überhaupt eine Biotopbelastung gegeben ist. In der Naturschutzpraxis ist häufig die unkritische Vorwegnahme von trophischer Belastung und Pufferungsbedürftigkeit zu beobachten;
- ob die Ursachen für trophische Belastungen zutreffend analysiert wurden (vgl. Kap. 2.4.1.1.4);
- wie empfindlich der gepufferte Biotop gegenüber Nährstoffeinträgen ist. So ist die Pufferung von der Pflege ausgenommen, sich selbst überlassener, stark selbsteutrophierter (vgl. Kap. 2.2.1.2.3) Brachen überflüssig (vgl. Kap. 2.4.1.1.3);

- ob eine trophische Randbelastung überhaupt negativ zu beurteilen ist: Azidophile Streuwiesen sind blütenarm und seggenreich. Bei geringem Nährstoffeintrag ist häufig eine Zunahme von Pflanzenarten der MOLINIETALIA (Naß- und Streuwiesen) zu beobachten, was aus faunistischer Sicht (Nahrungshabitat für Tagfalter etc.) unter Umständen positiv zu bewerten ist;
- ob eine aufwendige Pufferung im Verhältnis zur meist notwendigeren Wiederherstellung von Streuwiesenbrachen gerechtfertigt ist (Pufferung einer Streuwiesenbrache ist daher abzulehnen);
- inwieweit konsequenter Mähgut- und damit Nährstoffentzug den Nährstoffeintrag kompensieren kann.

Wird eine Pufferung als notwendig erachtet, so ist das Hauptaugenmerk auf das Vorkommen wasserzügiger Rinnenstrukturen zu richten. Ein 20 Meter breiter Pufferstreifen vermag direkte fahrlässige Düngereinträge zu verhindern, ist jedoch kein sicherer Schutz vor düngerbelastetem Oberflächenabfluß. Brachliegende bzw. nur zyklisch gemähte Vegetation im Pufferstreifen erhöht die Schutzwirkung sowohl gegen Oberflächenabfluß als auch gegen direkte Düngung. Pufferzonen schaffen nicht nur trophischen Schutz, sondern auch einen weichen Übergang zu umliegenden landwirtschaftlichen Flächen, der den ökologischen Wirkungsbereich von Moorbiozönosen vergrößert (vgl. Abb. 4/18, S. 324).

Zur Reinhaltung von ein- oder angebundenen Fließgewässern sind ferner folgende Maßnahmen notwendig:

- umfassende Abwasserklärung entlang des Oberlaufs von Bächen, Minimierung der Schwebstofffracht von Streuwiesen überflutenden Gewässern;
- Eindämmung der Schadstoffaussickerung von Deponien im hydrologischen Verflechtungsbereich;
- Vermeidung des Zuflusses nähr- bzw. schadstoffhaltigen Wassers von versiegelten Flächen (insbesondere Siedlungen und Straßen) durch Anlage von Abfanggräben mit Rückhalte- bzw. Absetzbecken in ausreichendem Abstand zur Streuwiese (vgl. LPK-Band II.10 "Gräben").

4.2.3.1.2 Hydrologische Pufferung

EGGELSMANN (1990:361) schlägt für hydrologische Schutzzonen um *niedersächsische* Moore (relativ geringer Niederschlag von ca. 700 mm, überwiegend sandreicher und daher permeabler Untergrund) aufgrund empirischer Formeln folgende Breiten vor:

- Tiefgründiges Hochmoor (2 m, über sandreichem Untergrund): 30- 80 m
- Tiefes Niedermoor über Mudde: 200-250 m
- Quellmoor, Bruchwaldmoor: 350 m

Nach Kap. 2.4.1.2 ist für *bayerische* Moorverhältnisse (höhere Humidität, günstigerer, weil tonreicher geologischer Untergrund) eine differenzierte

Betrachtung notwendig, nach der sich sowohl geringere, als auch höhere Anforderungen an die Pufferzonenbreite ergeben können.

Hochmoore

Bayerns Hochmoore liegen im Gegensatz zu den Mooren Niedersachsens (s.o.) i.d.R. auf relativ wasserstauendem Untergrund und genießen mit zunehmender Höhenlage eine deutlich höhere Humidität. Sie besitzen daher einen weitgehend autarken Wasserhaushalt.

Nach Kap. 2.4.1.2.1 zeigen randliche Gräben und Torfstiche eine relativ geringe Entwässerungswirkung von 15 - 20 m, benachbarte herkömmliche Entwässerungssysteme ohne Kontakt zum Hochmoor sind in Stillstandskomplexen ohne entwässernde Wirkung und müssen daher nicht abgepuffert werden.

In der Naturschutzpraxis zeigt sich sehr häufig ein hoher interner hydrologischer Pufferungsbedarf. Obwohl der Torfabbau nahezu zum Erliegen kam, sind ehemals angelegte Entwässerungssysteme noch wirksam.

Zum Grabenaufstau durch Dämme hat sich folgende Vorgehensweise bewährt (SCHUCH 1992 mdl.):

- Verwendung von - möglichst abgelagerten - Kiefernstämmen, die gegenüber Fichtenholz eine höhere Haltbarkeit aufweisen.
- Abdichten des Damms durch ca. 5 m breit vorgelagerten, möglichst verdichteten Torf; kalkreiches mineralisches Substrat, z.B. Lehm ist wegen der damit verbundenen gewässerchemischen Reaktion nicht geeignet, auch Folien haben sich wegen Brüchigwerdens nicht bewährt.
- Bei hängigem Gelände müssen mehrere Wehre angelegt werden; die Differenz zwischen den Wasserspiegeln zweier Wehre sollte nicht höher als 1 m sein (Vermeidung eines zu hohen Wasserdruckes).
- Die Holzverbauung sollte so weit möglich durch Torf bedeckt sein, um eine möglichst starke Wasserbenetzung des Holzes und damit eine lange Haltbarkeit zu gewährleisten.
- Zum Abbagern des Torfes und zum Setzen der Palisadenpfähle haben sich aufgrund der geringen Bodenschäden sog. Schreitbagger bewährt.

Niedermoor

Nach Kap. 2.4.1.2.2 sind bei Abschätzung des Pufferungsbedarfs Reliefsituation, Humidität der Region und die Richtung des Grund- bzw. Hangwasserstromes sowie das Grundwassereinzugsgebiet zu berücksichtigen. Die Angabe allgemein gültiger Faustzahlen erscheint angesichts der Komplexität der zu berücksichtigenden Faktoren nicht sinnvoll. Sie birgt vielmehr die Gefahr, die Anlage unnötig breiter, kostenintensiver und ineffektiver Pufferzonen anzuregen. Es bedarf jeweils der Prüfung des Einzelfalls. Bei Grundwasserabsenkungen kann die benötigte Pufferzonenbreite den Wert EGGELSMANNs deutlich übertreffen.

Bei kleinräumiger Pufferung ist insbesondere in extrem humiden Regionen z.B. des Alpenrandes zu-

dem zu prüfen, ob z.B. bei der Streuwiesenpflege nicht bewirtschaftungstechnische Belange, v.a. das Befahren mit beladenen Heuwägen, eine Mindestentwässerung benötigen (der Pflegekraft müssen sonst **praktikable** Alternativen angeboten werden) und ob eine mäßige Entwässerung überhaupt negativ zu bewerten ist: oftmals muß beispielsweise zum Erhalt der Pfeifengraswiesen die bisherige Entwässerungspraxis beibehalten werden.

Im Sonderfall der Moorentwässerung durch Kiesabbau wurde die randliche Aufschüttung von wasserundurchlässigen Lehmwällen, die Errichtung von Spundwänden und sogar die Plombierung des Untergrunds durch Benthonit diskutiert (SCHUCH 1993, mdl.).

4.2.3.2 Erweiterung

(Bearbeitet von U. Schwab)

Eine Erweiterung ist grundsätzlich für alle kleinen, und in den Randbereichen degradierten mittelgroßen Streuwiesen zu fordern:

- Kleine, von Niedermoorrestflächen isolierte Reliktflächen mit zumindest regional bedeutsamen Artenpotential auf weniger als ca. 500 m² (Situation dargestellt in Leitbild 12, S. 298);
- kleine isolierte Hang-Streuwiesen in Agrarlandschaften oder Fichtenforsten, die nur noch einen Teil des (potentiell) grundwasserbeeinflussten Quellsumpfs einnehmen (vgl. Leitbild 10, S. 295);
- innerhalb von weitgehend meliorierten Talräumen gelegene streuwiesenartige Restflächen unter ca. 1000 m².

Bereits an der Geländeform, aber auch anhand von Dränplänen läßt sich erkennen, welche Umgebungsbereiche einer Streuwiese als Erweiterungsfläche in Frage kommen.

Durch fehlenden Unterhalt der Dränageeinrichtungen kann in Niedermooren und Talräumen eine Mindestfläche von 0,5 ha unter wenigstens zeitweiligen Grundwassereinfluß gebracht werden, so daß sich eine feuchtgebietstypische Vegetation entwickeln kann (vgl. PFADENHAUER 1989). Inwieweit auf diesem Standort ein streuwiesenartiger Bestand wiederherstellbar ist, wird in den Kap. 2.5.2 bzw. 4.2.4 behandelt. Aber auch hochstaudenreiche oder röhrichtartige Vegetationsbestände erfüllen wichtige Lebensraum(ergänzungs)funktionen für die Fauna der Streuwiesen.

In kleinen, oftmals nur wenige Ar einnehmenden Quellsumpfen des Leitbildtyps 10 sind zur Lebensraumerweiterung auf ca. 0,2 ha u.U. auch nicht grundwasserbeeinflusste Bereiche einzubeziehen. Diese fungieren ebenfalls als Ergänzungslebensräume und vermögen das Eindringen streuwiesenfremder Arten in die Kernzone bis zu einem gewissen Grad abzupuffern.

Auf eine Erweiterung kleiner, degradierter Restflächen ist nur zu verzichten, wenn sich die Standortverhältnisse (vgl. Kap. 1.3) so stark verändert haben, daß sich mittelfristig das vollständige Verschwinden

der Streuwiesenreste nicht mehr abwenden läßt (vgl. Grundsatz 16).

4.2.4 Wiederherstellung und Neuanlage

(Bearbeitet von U. Schwab,
unter Mitwirkung von B. Quinger)

Zur Erhaltung der Streuwiesen-Lebensgemeinschaften muß vielfach das Instrument "Pflege" durch "Wiederherstellung und Neuanlage" ergänzt werden. Überall dort, wo die Streuwiesen zu kleinen Restflächen zusammengeschrumpft sind und die verbliebenen Restflächen voneinander separiert worden sind, können langfristig nur Flächenerweiterungen und das Wiederzusammenfügen der getrennten Flächen den weiteren Niedergang der Restbestände stoppen. Ohne Renaturierung des Umfeld- und Verbindungsbereiches derartiger Streuwiesenreste lassen sich die mit der "Verinselung" (vgl. Kap. 2.6.1) verbundenen negativen Auswirkungen nicht abwehren.

Eine Regeneration aus gestörten oder meliorierten Flächen (Kap. 4.2.4.1, S. 328) und vor allem aus Streuwiesenbrachen (Kap. 4.2.4.2, S. 331) ist vor allem in Gebieten notwendig, in denen

- innerhalb der letzten Jahrzehnte ein starker Flächenrückgang bzw. eine markante Qualitätsabnahme der Bestände zu verzeichnen war;
- infolge sehr starker Schrumpfung und Zersplitterung der Einzelflächen Flächenerweiterungen (vgl. Kap. 4.2.3.2, S. 327) bzw. Verbunde (vgl. Kap. 4.2.5, S. 334) die letzte Chance darstellen, einen weitgehenden Verlust der Lebensgemeinschaft zu vermeiden;
- durch parzellenweise Melioration bzw. Nutzungsaufgabe die Auflösung streuwiesengeprägter Landschaftsausschnitte weit fortgeschritten ist (s. Abb. 2/11 in Kap. 2.6.1);
- Störungen des Wasserhaushaltes den Fortbestand bereits degradierter Bestände gefährden (insbesondere in Quellsumpfen).

Generell in Frage kommt eine Wiederherstellung aus folgenden Degradationsstadien bzw. Umwandlungstypen:

- Eutrophierte bzw. meliorierte Wiesen bzw. Rieder (vgl. Kap. 2.5.1.1);
- durch intensive Beweidung geschädigte Vegetationsdecken;
- unverbüsste und verbüsste Brachen (vgl. Kap. 2.5.1.2);
- jüngere Aufforstungsflächen (Kap. 2.5.1.3).

Die mit Bodenbewegungen verbundene Neuanlage (vgl. Kap. 2.5.1.4) steht allenfalls in standörtlich tiefgreifend und großräumig meliorierten Niedermooren zur Diskussion. Für eine Streuwiesen-Regeneration durch Aushagerungsmahd, durch Aufstau von Gräben usw. ist die standörtliche Grundlage dort nicht mehr gegeben, so daß Neuanlagemaßnahmen notwendig sind, um die letzten Populationsreste von Streuwiesenorganismen zu erhalten. (Kap. 4.2.4.3, S. 332).

4.2.4.1 Wiederherstellung aus eutrophiertem bzw. melioriertem Feuchtgrünland

Bei der Renaturierung von Streuwiesen oder streuwiesenartigen Vegetationsbeständen werden Fettwiesen und Halbfettwiesen neben fortgeschrittenen Brachen die mit Abstand wichtigste Ausgangssituation bilden. Um die Eignung von Grünlandflächen für die Renaturierung zutreffend zu beurteilen, ist die Abschätzung der Frage besonders wichtig, ob es sich überhaupt um einen potentiellen Aushagerungsstandort handelt. Standorte, die eine ober- oder unterirdische Zufuhr von Nährstoffen erhalten, können grundsätzlich nicht ausgehagert werden. Läßt sich der Nährstoffeintrag nicht ausschalten, so kann zumindest nicht die Regeneration meso- und oligotropher Streuwiesen angesteuert werden; man wird sich in einem solchen Fall mit eutrophen Feucht-Naßflächen als Renaturierungsziel wie Pseudoröhrichte, eutrophe Großseggenrieder begnügen müssen (vgl. EGLOFF 1986: 155).

Lassen sich auf ehemaligen Streuwiesenflächen noch verschiedene Vertreter der in Kapitel 2.5.2.1.1 tabellarisch zusammengestellten Arten-Gruppe nachweisen, so ist in der Vergangenheit nur mäßig stark gedüngt worden. Liegen solche Flächen zudem in räumlich enger Benachbarung mit Streuwiesenresten, so sollte die Option wahrgenommen werden, diese künftig naturschutzbezogen zu bewirtschaften und zu regenerieren. Hinweise auf eine aussichtsreiche Rückführung von Kohldistelwiesen liefern zudem an Grabenrändern oder Parzellengrenzen noch in einigen Exemplaren vorhandene, mesotrophente Feuchtwiesen- und Streuwiesenpflanzen wie z.B. *Succisa pratensis*, *Trollius europaeus*, *Scorzonera humilis*, aber auch *Molinia caerulea*.

Sind die potentiellen Regenerationsflächen dagegen so stark aufgedüngt, daß keine Vertreter dieser Artengruppe mehr nachweisbar sind (auch nicht an den Randzonen oder in benachbarten Gräben), so sind solche Flächen für ein naturschutzbezogenes Management nur vorrangig vorzusehen, wenn ihnen als Pufferungs- oder Verbundflächen eine Schlüsselfunktion für die Erhaltung vorhandener Streuwiesen zufällt!

Halbfettwiesen und erst recht Fettwiesen ohne Arten der Streuwiesen bedürfen langer Zeiträume für die Rückführung in einen streuwiesenähnlichen Zustand (vgl. Kap. 2.5.2.1.1). Mittelfristig sind merkliche Renaturierungserfolge nur auf mineralstoffarmen Moorböden zu erwarten, die rasch aushagern. Auf Streuwiesen-Standorten mit einem hohen Sorptionsvermögen an P und K (vgl. Kap. 2.5.2.1.2) benötigt die Aushagerung stark angedüngter Standorte auf das Niveau meso- bis oligotropher Streuwiesen unter Umständen mehrere Jahrzehnte. Nach erfolgter Aushagerung stellt sich das Problem, ob sich Streuwiesenarten überhaupt auf der Regenerationsfläche noch spontan ansiedeln können. Ob und in welchen Zeiträumen tatsächlich eine Rückführung in MOLINION- und CARICION DAVALLIANAE-Bestände gelingen kann, ist gegenwärtig noch unbekannt.

In der Regel abzuraten ist von Regenerationsbemühungen, wenn sich im näheren Umkreis (ca. ein Kilometer Umgebung) keine Streuwiesen(reste) mehr feststellen lassen und die fragliche Fläche selbst keine Streuwiesenarten mehr vorweisen kann.

Die Wiederherstellung von Streuwiesenbeständen aus Wirtschaftsgrünland geschieht grundsätzlich durch Mahd. Das zur notwendigen Aushagerung zu wählende Schnittregime soll sich in erster Linie nach dem Ausgangspflanzenbestand richten (vgl. KAPFER 1988: 125 ff.).

- | | |
|------------|-------------------------------|
| 1. Schnitt | 5.- 20. Juni |
| 2. Schnitt | 15. Juli bis 1. August |
| 3. Schnitt | 20. September bis 15. Oktober |

4.2.4.1.1 Wahl des Schnittregimes

Zweck der Mahd im Rahmen eines Renaturierungsmanagements auf Wirtschaftsgrünlandflächen stellt die Herbeiführung von Netto-Nährstoffentzügen dar (vgl. Kap. 2.5.1.1.1), zugleich soll sie eventuell noch vorhandene Magerrasen- und Streuwiesenarten möglichst wenig schädigen. Das Aushagerungs-schnittregime ist deshalb jeweils auf die vorhandene Vegetation abzustimmen und muß beim Auftreten bestimmter Zwischenstadien entsprechend modifiziert werden. Für die Aushagerungspraxis kommen grundsätzlich zweischürige, dreischürige sowie in streuwiesennahen Stadien einschürige Mahdregimes in Frage.

A) Dreischürige Mahd

Die Aushagerung von Fettwiesen und Halbfettwiesen bedarf zunächst mindestens eines zweischürigen Mahdregimes. Stark aufgedüngte Wiesen mit hohen Massenerträgen sollten anfangs wenigstens drei Jahre lang zunächst 3-fach geschnitten werden. Als Schnitt-Zeiträume werden verschiedene Termine empfohlen:

Der zweite Schnitt sollte 1-1,5 Monate nach dem ersten Schnitt stattfinden. Es sind bei diesem zweiten Schnitt zwar nur relativ geringe Ernteabschöpfungen zu erwarten, dafür ist jedoch mit relativ hohen Nährstoffentzügen zu rechnen, wie in Kap. 2.5.1.2.1.2 näher ausgeführt wurde.

Als kennzeichnend für Wiesenbestände, die dreimal zu mähen sind, kann das Vorherrschen von Gräsern und Kräutern wie

<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz
<i>Anthriscus silvestris</i>	Wiesen-Kerbel
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Trespe
<i>Dactylis glomerata</i>	Knauलगras
<i>Festuca pratensis</i>	Wiesen-Schwingel
<i>Festuca arundinacea</i>	Rohr-Schwingel
<i>Galium mollugo</i>	Wiesen-Labkraut
<i>Heracleum sphondylium</i>	Bärenklau
<i>Lolium perenne</i>	Englisches Raygras

<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
<i>Taraxacum officinale</i>	Löwenzahn

das Auftreten von Nitrophyten wie dem Stumpfen Ampfer (*Rumex obtusifolius*) sowie das Fehlen von Arten aus den beiden nachfolgend genannten Artengruppen gelten.

B) Zweischürige Mahd

Artenreichere Wiesenbestände, denen Vertreter der folgenden Artengruppe reichlich beigemischt sind, sind nur zweimal zu mähen:

<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe
<i>Angelica silvestris</i>	Wald-Engelwurz
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ruchgras
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
<i>Campanula rotundifolia</i>	Kleine Glockenblume
<i>Carex acuta (= gracilis)</i>	Schlank-Segge
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	Margerite
<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasenschmiele
<i>Festuca rubra</i>	Rot-Schwingel
<i>Galium boreale</i>	Nordisches Labkraut
<i>Galium uliginosum</i>	Sumpf-Labkraut
<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut
<i>Geranium silvaticum</i>	Wald-Storchschnabel
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz
<i>Holcus lanatus</i>	Honiggras
<i>Juncus acutiflorus</i>	Wald-Binse
<i>Juncus subnodulosus</i>	Knoten-Binse
<i>Knautia arvensis</i>	Acker-Witwenblume
<i>Lotus corniculatus</i>	Horn-Klee
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckuckslichtnelke
<i>Luzula campestris</i>	Feld-Hainsimse
<i>Polygonum bistorta</i>	Schlangen-Knöterich
<i>Potentilla erecta</i>	Aufrechtes Fingerkraut
<i>Prunella vulgaris</i>	Gewöhnliche Brunelle
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Großer Wiesenknopf
<i>Scirpus silvaticus</i>	Waldsimse
<i>Senecio aquaticus</i>	Wasser-Greiskraut
<i>Stachys officinalis</i>	Heil-Ziest
<i>Silaum silaus</i>	Wiesen-Silge
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gamander-Ehrenpreis

Bei zweischüriger Mahd von Halbfettwiesen ist der erste Schnitt in den Juni, der zweite in den Herbst zu legen. Die Junimahd (Termin siehe oben) sollte als Erstmahd so lange stattfinden, bis die Magerzeiger in den Renaturierungsflächen vertreten sind. Als Faustregel wird hierfür empfohlen: der erste Schnitt ist bei einem zweischürigen Aushagerungsregime

durchzuführen, bevor die Verstrohung des Aufwuchses einsetzt. Die Verstrohung deutet bereits auf Rückverlagerungen der Nährstoffe in die Wurzeln und Rhizome hin, so daß mit dem Aufwuchs bereits eine deutlich reduzierte Menge an Nährstoffen durch die Mahd abgeschöpft wird.

C) Einschürige Mahd

Einschürige spätsommerliche Mahd oder Herbstmahd kann naturgemäß nicht so rasch Aushagerungen des Standorts herbeiführen wie zwei- oder gar dreischürige Mahd. Einschürige Herbstmahd empfiehlt sich aber trotz der geringen Aushagerungswirkung, wenn sich auf der Renaturierungsfläche noch in geringer Menge (!) Streuwiesenarten i.e.S. nachweisen lassen. Sind folgende Arten noch vorhanden, so sollte in der Regel einschürige Herbstmahd angewendet werden und höchstens in Abständen von etwa drei Jahren im Hochsommer (zur beschleunigten Aushagerung) gemäht werden:

<i>Allium carinatum</i>	Gekielter Lauch
<i>Allium suaveolens</i>	Wohlriechender Lauch
<i>Carex davalliana</i>	Davall-Segge
<i>Carex hostiana</i>	Saum-Segge
<i>Carex nigra</i>	Braun-Segge
<i>Cirsium tuberosum</i>	Knollen-Kratzdistel
<i>Dianthus superbus</i>	Prachtnelke
<i>Eriophorum spec.</i>	Sämtliche Wollgras-Arten
<i>Gentiana asclepiadea</i>	Schwalbenwurz-Enzian
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungen-Enzian
<i>Iris sibirica</i>	Blaue Schwertlilie
<i>Molinia arundinacea</i>	Rohr-Pfeifengras
<i>Molinia caerulea</i>	Pfeifengras
<i>Schoenus ferrugineus</i>	Rostrottes Kopfried
<i>Selinum carvifolia</i>	Kümmel-Silge
<i>Senecio helenites</i>	Spatel-Greiskraut
<i>Serratula tinctoria</i>	Färberscharte
<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbiß

Um die Wiederausbreitung der hauptbestandesbildenden Arten der Streuwiesen in der Renaturierungsfläche allmählich zu fördern, ist eine einschürige späte Mahd erforderlich. Nur ein später Schnitt läßt die interne Nährstoffrückverlagerung bei diesen Arten zu (vgl. Kap. 1.4.1.4). Ein zu zeitiger Schnitt würde die eigentlichen Streuwiesenarten unter Umständen so schwächen, daß sie trotz fortschreitender Aushagerung weiter zurückgehen und ungünstigenfalls sogar vollständig verschwinden würden.

Erst wenn die Gräser und Grasartigen der Streuwiesen wie *Molinia caerulea*, *Schoenus ferrugineus* oder für Streuwiesen charakteristische Kleinseggenarten in der Renaturierungsfläche wieder dominieren, kann zur Schwächung der Düngungszeiger (vgl. Kap. 2.3.2) gelegentlich im Sommer oder sogar zweimal im Jahr gemäht werden (vgl. KAPFER 1988: 126).

In seiner Diskussion zur Regeneration von Streuwiesen legt KAPFER (1988: 127) das "Umschalten"

des Aushagerungs-Schnittmanagements bei Erreichen bestimmter Stufen der Ertragsentwicklung nahe. Eine präzise Ertragschätzung ist allerdings in der Praxis kaum durchführbar. Für die Naturschutzpraxis ist es deshalb sinnvoller, dieses "Umschalten" mit dem Auftreten von Zeigerpflanzen zu verknüpfen, die vorstehend zusammengestellt worden sind und von jedem Praktiker an den unteren Naturschutzbehörden mit guten vegetationskundlichen Grundkenntnissen angesprochen werden können.

4.2.4.1.2 Vorgehensweise bei der Durchführung der Aushagerungsmahd

Bei der Durchführung der Aushagerungsmahd auf Renaturierungsflächen sind folgende Gesichtspunkte zu beachten:

- Die Aushagerungsschnitte sind analog wie reguläre Mahdschnitte (vgl. Kap. 4.2.2.1.1, S. 302) durchzuführen.
- Fast zeitgleiche Erstschnitte im Juni aller aushagerungsbedürftigen Feuchtwiesen in größeren, teilmelierten Niedermooren sind möglichst zu vermeiden, der Mähzeitraum ist in solchen Fällen von der zweiten Junidekade für ertragreichere Fettwiesen bis Anfang August für weniger produktive Flächen zu strecken, um den Entzug der Nahrungs- und Fortpflanzungshabitate (Wiesenbrüter!) für die Fauna auf einen Schlag zu vermeiden. Einige, vor allem nährstoffreiche und leicht vernäbbare Parzellen sollten als Brachflächen mit dem Entwicklungsziel "Hochstaudenflur" oder "Röhricht" von der Aushagerungsmahd ausgeschlossen werden.
- Bei nur randlicher Eutrophierung sind zweischürige Aushagerungsschnitte auf Randstreifen von ca. 10 bis 30 m Breite zu beschränken.

4.2.4.1.3 Ausbringen von Samenmaterial, Ansalbung von Setzlingen und Stecklingen

Lassen sich nach erfolgter Aushagerung einer Fettwiese oder in mageren Futterwiesen (mit niedrigen Ertragswerten von 2 bis 4 t TS/ha und Jahr) so gut wie keine streuwiesentypischen Pflanzenarten feststellen und sind auch in der näheren Umgebung (weniger als 50 Meter Abstand, vgl. Kap. 1.4.1.4) keine Streuwiesenreste mehr vorhanden, so ist das Ausbringen von Diasporenmaterial von Streuwiesenpflanzen erforderlich, um die Entwicklung zu einem streuwiesenartigen Vegetationsbestand einzuleiten:

- Als Startmaßnahme ist scharfes Eggen des Bodens, kreuz und quer, einige cm tief, zur Schaffung von Keimungsnischen (kann bei sehr schütterer Vegetationsdecke entfallen) angezeigt.
- Anschließend ist das Schnittgut von artenreichen Streuwiesen desselben Landschaftsraums (Bezugsquelle möglichst vom selben Standort-Typ wie die Regenerationsfläche und nicht weiter als 1-2 Kilometer von dieser entfernt!) in einer Mächtigkeit von 2-3 cm auf die Renaturie-

rungsfläche aufzubringen. Um ein möglichst reichhaltiges Arteninventar zu übertragen, empfiehlt sich ein zweimaliger Streuauftrag:

- Im ersten Jahr ist das Mahdgut einer Streuwiese aufzubringen, die bereits in der ersten Augushälfte gemäht wurde, um die Samen der Frühjahrsblüher zu etablieren.
- Im darauffolgenden Jahr ist das Streuaufbringen erst nach Mitte Oktober im Anschluß an die reguläre Streumahd durchzuführen, um nun auch die Samen spätblühender Arten zu übertragen.
- Der Transport des Schnittguts ist sorgsam durchzuführen, um ein vorzeitiges Abfallen der Samen nicht zu begünstigen. Abfallendes Saatgut sollte durch Unterlegen von Planen aufgefangen werden, so daß die Verluste gering bleiben. Feuchtes Schnittgut sollte nicht als Haufen zwischengelagert werden, um nicht den Verlust der Keimfähigkeit der Samen durch Schimmelbildung oder Erhitzung zu riskieren.
- Direkte Einsaat von Streuwiesenpflanzen, vor allem von Hauptbestandsbildnern, mit etwa 5 g/m² im Anschluß an eine Herbstmahd; Samengewinnung ebenfalls in der Umgebung der Renaturierungsfläche.

Schließlich besteht noch die Möglichkeit des Einpflanzen von "Setzlingen" nach den Empfehlungen von STEBLER (1898). Die Streuwiesenpflanzen können aus gärtnerischer Kultur stammen oder mit Metall-Stechzylindern von 10-20 cm Durchmesser intakten Beständen entnommen werden (PFADENHAUER 1989). Diese sehr aufwendige, eine streuwiesenartige Entwicklung beschleunigende Methode ist zwar denkbar, doch wohl meist nicht praktikabel. Sie empfiehlt sich allenfalls als Initialmaßnahme für (hydrologisch) renaturierte Quellsümpfe. Vorzugsweise eingepflanzt werden können horstförmig wachsende oder ausläuferbildende, längerlebige Hauptbestandsbildner (*Molinia caerulea*, *Schoenus ferrugineus*, *Carex hostiana*, *C. fusca*, *C. panicea*, *Eriophorum spec.*). Günstigste Jahreszeit dürfte der Herbst sein, da ein Austrocknen des Oberbodens während des Winters nicht zu erwarten ist.

4.2.4.1.4 Wiedervernässungsmaßnahmen

Zur Renaturierung von Streuwiesen-Gemeinschaften sind häufig (Wieder)Vernässungen wünschenswert, um die Grundwasserstände wiederherzustellen, die für die einzelnen Streuwiesen-Gemeinschaften charakteristisch sind (vgl. Kap. 1.3.2.3). Vor allem bei der Regeneration von Kleinseggen- und Kopfbinsenriedern sind Vernässungen zumeist unumgänglich. Vernässungsmaßnahmen dürfen erst in die Wege geleitet werden, wenn die Aushagerung vollzogen ist (vgl. KAPFER 1988: 124 f.), Einvernehmen mit den Grundstücksbesitzern und Nutzern hergestellt ist und alle rechtlichen und verfahrensmäßigen Fragen geklärt sind. Aus technischer Sicht sind die Renaturierungsfläche querende Entwässerungsgräben und oberhalb verlaufende Fanggräben abschnittsweise zu verfüllen und randliche sowie flächeninterne Dränagen zu verstopfen.

In Tal- oder Beckenniedermooren genügt bei mäßig abgesenktem Grundwasserspiegel im allgemeinen eine passive Wiedervernässung durch Räumungsverzicht aller mehr als 0,5 Meter eingetieften Gräben. Beträgt die Sohllentiefe mehr als 1,5 Meter, so kann nach vorheriger Prüfung der Wasserqualität ein niedermoorinterner Graben angestaut bzw. ein vorflutwirksamer Bach renaturiert werden (vgl. Kap. 4.2.6.1, S. 338).

Erscheint die Wiedervernässung eutrophierter Streuwiesen mit hohem Anteil an Trockenheitszeigern aufgrund großflächiger Grundwasserabsenkungen als aussichtslos, so ist als Entwicklungsziel ein (wechsel)frischer Magerrasen (MESOBROMION/VIOLION CANINAE) anzustreben.

4.2.4.1.5 Sanierung beweidungsgeschädigter, aufgedüngter Streuwiesen

Mangels experimenteller Untersuchungen und dokumentierter Pflegekontrollen müssen die folgenden Vorschläge als provisorisch gelten:

- Beweidung unbedingt einstellen, wenn die Vegetationsdecke flächenhaft zu mehr als 10% zerstört ist;
- Durchführung des ersten Regenerationsschnitts im Sommer etwa Anfang August, auch bei Vorhandensein eines Streuwiesen-Restartenpotentials zur Zurückdrängung der durch die Beweidung geförderten Nährstoff- und Verdichtungszeiger (z.B. *Mentha longifolia*, *Juncus inflexus*; Nitrophyten an Geilstellen); Bestände von *Gentiana asclepiadea* bzw. *G. pneumonanthe* vom Schnitt jedoch aussparen;
- bei Vorhandensein von Streuwiesen-Hauptbestandsbildnern Augustmahd und Oktobermahd im jährlichen Wechsel, bis Ertrag bzw. Störzeiger deutlich zurückgegangen sind;
- bei Fehlen von Streuwiesen-Hauptbestandsbildnern und hohem Deckungsanteil an Binsen, Fettweidenpflanzen bzw. Weideunkräutern (z.B. *Mentha longifolia*) zwei- bzw. dreischürige Aushagerungsschnitte vornehmen wie unter Kap. 4.2.4.1.1 (S. 328) beschrieben;
- inwieweit eine Artenbereicherung durch Schnittgutauftrag auf den stark verdichteten Böden sinnvoll ist, muß noch durch Versuche erprobt werden; das Eggen sollte bei einem hohen zu erwartenden Samenpotential an Störzeigern im Boden wohl besser unterbleiben.

4.2.4.2 Wiederherstellung aus brachgefallenen und verbuschten Beständen

Diesem Management kommt für die Flächenerweiterung stark geschrumpfter Streuwiesen-Lebensräume eine besondere Bedeutung zu, da die Regenerationschancen von Streuwiesen aus Brachen als relativ günstig bewertet werden können (vgl. Kap. 2.5.2.1.2). Eine Standortsanierung durch Aushagerung oder Vernässung ist auf Brachen nur selten erforderlich (z.B. bei stark entwässerten oder eutrophierten Beständen mit hoher Produktivität). Besonders dringlich und sinnvoll sind Wiederherstel-

lungsmaßnahmen von Streuwiesen aus Brachen in folgenden Fällen:

- Hoher Bracheanteil in einem Gebiet;
- streuwiesentypische Arten noch vorhanden;
- in Streuwiesen-Lebensräumen, wo besonders naturschutzrelevante Arten nur noch in kleinen Populationen mit erhöhtem Aussterberisiko vorhanden sind.

Auf das Belassen von kleinflächigen Brachestreifen ist aus tierökologischen Gründen zu achten (vgl. Kap. 4.2.2.1.1, S. 302).

Die Wiederherstellung wird auf Brachflächen durch eine Initial- bzw. Startmaßnahme eingeleitet, die sich gewöhnlich von den Folgemaßnahmen in den nächsten Jahren unterscheidet. Die Vorgehensweise hängt von der Art der Sukzession bzw. der dominanten Artengruppe ab:

Bestandstyp A: Weitgehend unverbuschte, vergraste Brache

Floristisch stark verarmte, meist bultige Bestände mit Streufilzdecke, Dominanz von *Molinia caerulea*, *Schoenus ferrugineus* oder anderen Streuwiesengräsern.

Initialmaßnahme:

- Schnitt der Vegetation im August mit kräftigem Mähgerät bei einer Schnitthöheneinstellung von ca. 10 cm, das Abrasieren von Grasbulen in mäßigem Umfang ist in Kauf zu nehmen; sorgfältiges Entfernen des Mähguts einschließlich der Streuaufgabe auch zwischen den Grashorsten mit schmalen Rechen.

Folgepflege:

- Ab dem zweiten Jahr alljährliche Mahd im September oder Oktober;
- alternativ ab dem dritten Jahr extensive Beweidung, insbesondere auf recht bultigen und grasreichen Flächen.

Bestandstyp B: Weitgehend unverbuschte, verhochstaudete oder verschilfte Brache

Typische Streuwiesenarten sind noch mit geringen bis mäßigen Deckungsgraden vorhanden, ziemlich produktive Bestände.

Initialmaßnahme:

- Schnitt der Vegetation Anfang August in ca. 10 cm Höhe über der Bodenoberfläche; in unübersichtlichen, hochwüchsigen Beständen kommt kleinflächig (maximal 1 ha zusammenhängend in einem Jahr) der Einsatz eines Sichel- oder Schlegelmähwerks in Betracht; auf ein Kleinhäckeln des Schnittguts verzichten, zusammen mit der Streufilzdecke entfernen.

Folgepflege:

- Jährliche Mahd im August, bis der Hochstaudenanteil (vgl. Kap. 2.5.1.2.2) oder Schilfanteil (vgl. Kap. 2.5.1.2.5) stark zurückgegangen ist;
- nach starkem Rückgang des Schilfs und der FILIPENDULION-Hochstauden Umschalten des Mahdtermins auf den Herbst (Anfang Oktober);

- alternativ extensive Beweidung im Sommer, entsprechend der Bestandspflege (vgl. Kap. 4.2.2.1.1, S. 302, Punkt "Beweidung").

Bestandstyp C: Brache mit polykormonbildenden Störzeigern oder ruderalisierte Streuwiese

Bestand geprägt von *Calamagrostis epigejos* oder *C. varia*, *Cirsium arvense*, *Solidago gigantea* und *S. canadensis*, die mit ihrer enormen vegetativen Ausbreitungsfähigkeit auch in angrenzende intakte Bestände eindringen und diese degradieren können. Die Schwächung bzw. Zurückdrängung dieser Problemarten gehört in den Streuwiesen-Lebensräumen zu den wichtigsten Aufgaben der Landschaftspflege.

Initialmaßnahmen:

- Überprüfung des Standorts auf Störungen des Bodenwasserhaushalts; eine Vernässung hemmt die Vitalität dieser Arten (s. S.);
- bei vereinzelter Vorkommen der Störzeiger Ausreißen der aufwachsenden Sprosse von Hand Mitte bis Ende Juli (u.U. mehrere Jahre nacheinander notwendig);
- bei flächenhaftem Vorkommen zweimalige Mahd (Juni und Oktober) (vgl. Kap. 2.5.1.2.3 und 2.5.1.2.4; Kap. 2.5.2.1.2); Bereiche ohne Vorkommen solcher Polykormonbildner bei der Junimahd aussparen;
- in abgrenzbaren Reinbeständen der Goldrute (rechtzeitige Markierung des Wuchsbereichs!) zweimaliges Zerhacken der Rhizome mit einer Motorhacke (Ende April und Anfang Juni), danach Abdecken mit schwarzer, UV- undurchlässiger Plastikfolie bis Mitte Oktober; anschließend Ausbreiten einer 2 cm dicken Schicht samenhaltigen Schnittguts einer Streuwiese auf der offenen Fläche (vgl. Kap. 2.5.1.2.3).

Folgepflege wie bei Bestandstyp B

Bestandstyp D: Verbuschte und verfilzte, grasreiche Brache

Initialmaßnahme:

- Bei flächenhafter Verbuschung Behandlung der Fläche mit einem Schlegelmulchgerät im Herbst; Abschlagen der Vegetation in ca. 8-10 cm Höhe; möglichst grobe Häckselung des Schnittguts, Entfernen zusammen mit dem Streufilz; Beschränkung der Maßnahme auf eine zusammenhängende Fläche von maximal 1 ha;
- Abschneiden verbliebener Stummel von Gehölzen über ca. 2 cm Durchmesser mit einer Motorsense.

Folgepflege:

- Erneut aufwachsende Triebe ausschlagfähiger Gehölze im zweiten Jahr zweimal bodennah abschneiden (Mitte Juni und Mitte August; vgl. Kap. 2.1.1.7 und Anmerkungen zur Entbuschung);
- Herbstmahd im zweiten Jahr ab Mitte September;

- bei stärkerem Aufkommen von Arten der Schlagfluren (z.B. *Rubus fruticosus* oder *R. idaeus*) an Stellen mit vorangegangener dichter Verbuschung Mahd auf Anfang August vorziehen;
- nach einigen Jahren erneute Entbuschung (zweimaliger Durchgang im Sommer) bei Aufwuchs zahlreicher Triebe ausschlagfähiger Gehölzarten.

4.2.4.3 Wiederherstellung aus Aufforstungen

Abräumungen von Aufforstungen können in begründeten Einzelfällen an Stellen vorgenommen werden,

- wo sich die aufwachsenden Forstbäume noch nicht geschlossen und sich Restbestände von Streuwiesen-Arten gehalten haben;
- auf denen die Aufforstungen zunehmend als Barrieren zwischen noch vorhandenen Streuwiesen wirken und diese voneinander isolieren.

Selbstverständlich darf die Beseitigung von durch Sukzession entstandenen Verwaldungen und von bereits "Wald" im Sinne des Bayerischen Waldgesetzes darstellenden Aufforstungen nur vorgenommen werden, wenn zuvor die erforderlichen Rodungsgenehmigungen für diese Maßnahme eingeholt wurden. Die Rodungsgenehmigung kann nur über das zuständige Forstamt erteilt werden. Wird es versäumt, die Rodungsgenehmigung zu beschaffen, so stellt die Beseitigung von Verwaldungen und Aufforstungen einen Verstoß gegen das Bayerische Waldgesetz dar!

Da das Abräumen von Verwaldungen und Aufforstungen zudem eine sehr kostspielige Maßnahme darstellt, sollte sie nur für Flächen erwogen werden, die für den Verbund von erhalten gebliebenen Streuwiesen von zentraler Bedeutung sind oder die das Landschaftsbild maßgeblich beeinflussen.

Initialmaßnahmen:

- Bodennahes Fällen der Forstbäume mit der Motorsäge im Winter, möglichst bei gefrorenem Boden; Fallrichtung der Bäume immer auf weniger schutzwürdige Bestände orientieren; beim Rücken die verbliebene Krautschicht und den offenen Boden möglichst wenig beschädigen (Einsatz leichter Zugmaschinen mit Breitreifen, falls nicht manuell oder mit Pferden möglich), Entasten und Weiterverarbeiten der Bäume außerhalb schutzwürdiger Bestände (BANSE & ASSMANN 1988: 81);
- bei aperem Boden gegen Ende des Winters baldmöglichst Abrechen der Nadelstreu bzw. Laubschicht von den offenen Bodenstellen; danach sogleich Abdeckung größerer Kahlstellen mit (im Herbst geerntetem) samenhaltigem Schnittgut von Pfeifengraswiesen; liegt die Krautschichtdeckung noch bei ca. 50% oder darüber, kann auf das Abdecken verzichtet werden; in jüngeren Aufforstungen (bis ca. 5 Jahre) ist noch ein ausreichendes Samenpotential von Streuwiesenpflanzen im Boden zu erwarten.

Folgepflege:

- Herbstmahd des Aufwuchses, je nach Ertrag erstmals im zweiten oder dritten Jahr; Abdeckung noch vorhandener Kahlstellen mit dem anfallenden Schnittgut;
- bei (meist nur partiellem) Aufwuchs von Störzeigern (z.B. *Rubus spec.*) Mahd betroffener Bereiche einmalig bereits Anfang August; bei Bedarf Wiederholung im übernächsten Jahr;
- falls es erforderlich ist, im dritten Jahr nach der Abräumung eine Entbuschungsmaßnahme vornehmen (bodennahes Abschneiden aufwachsender Gehölze);
- etwa ab dem vierten Jahr Bestandstypenpflege.

Auf verhochmoorenden, torfmoosreichen Aufforstungsflächen kann es angezeigt sein, die Forstbäume nur teilweise zu entnehmen und den Umbau zu einem naturnahen Moorwald einzuleiten.

Keine Streuwiesen-Wiederherstellung kommt in Betracht für "verhochmoorende" artenarme, torfmoosreiche Brachen.

Hinweise zur Beseitigung des Gehölzaufwuchses:

Der Umfang von Entbuschungen soll sich an der örtlichen Häufigkeit gehölzgeprägter Lebensräume orientieren. So ist eine weniger radikale Entfernung von Sukzessionsgehölzen in Landschaftsräumen mit nur geringem Wald- oder Gebüschanteil angebracht, z.B. in manchen teilmelioreierten Großniedermooren mit noch genügend großem Flächenanteil an gemähten Streuwiesen.

Beim Entbuschen von Mooren (auch beim Einsatz von Schlegelmulchgeräten bei der Initialpflege von Brachen) sind folgende Punkte zu beachten:

- Ab einer Pflegeflächengröße von ca. 1 ha bei einem Arbeitsgang nur einen Teilbereich entbuschen; weitere Teilflächen in den Folgejahren freistellen.
- Stehenlassen einiger (bevorzugt weniger vitaler) Einzelbüsche oder kleiner Gebüschgruppen bis ca. 5 m Durchmesser in größerem Abstand, z.B. als Singwarten oder Zufluchtshabitate von Kleinvögeln (WILDERMUTH 1983, zit. in EGLOFF 1984: 20; BANSE & ASSMANN 1988).
- Stehenlassen schutzwürdiger, niedrigwüchsiger Gehölze (z.B. *Betula humilis*); Erfassung schutzwürdiger Gehölze und Tierarten auf langjährigen Brachen durch Begehen vor der Initialpflege;
- Stehenlassen eines schmalen, buchtigen, möglichst unterbrochenen Gebüschstreifens in der Randzone, vor allem bei angrenzendem Fichtenforst oder Grünland.
- Belassen von einigen dicken Totholz-Stücken im Saum stehengebliebener Gebüsch (EHMKE et al. 1980, zit. in EGLOFF 1984: 20) sowie einigen Strünken nach der Rodung von Aufforstungen.
- Verzicht auf Entbuschung in der Umgebung von größeren Goldrutenbeständen (VOSERHUBER 1983, zit. in EGLOFF 1984: 20), da die

Solidago-Arten ansonsten umgehend auf die abgeräumten Stellen vorstoßen.

Günstigste Jahreszeit für umfassende Entbuschungsmaßnahmen ist der Spätsommer und der frühe Herbst, wenn die Larval- bzw. Juvenilentwicklung der meisten in oder an Gehölzen lebenden Tierarten abgeschlossen ist. Die Flächen sind um diese Zeit meist gut betret- und befahrbar, an der Belaubung sind schutzwürdige Gehölzarten zu erkennen. Mit dem anhaftenden Laub werden dem Standort zusätzlich Nährstoffe entzogen. Bei einer Entbuschung während des Winters sollten die entfernten Gehölze bis zum Frühjahr auf der Fläche verbleiben, damit die im oder am Holz überwinterten Entwicklungsstadien von Tieren das Geäst verlassen können.

Sofern kein Schlegelhäcksler zum Einsatz kommt, sollen die entfernten Gehölzzweige und -äste am Rand der Pflegefläche auf möglichst nährstoffreichem Standort (z.B. in nitrophytischen Staudenfluren) oder an unterwuchsarmer Stellen eines angrenzenden Forstes gebündelt als Reisighaufen abgelagert werden (günstig für die Fauna). Dickere Stämme, ab ca. 5 cm Durchmesser sollen als Brennholz oder Zaunholz Verwendung finden.

Für eine erfolgreiche, nachhaltige Entfernung des Gehölzaufwuchses von Streuwiesenbrachen ist zu den am meisten verbreiteten Sukzessionsgehölzarten auf Streuwiesen-Brachen folgendes zu beachten:

Nadelgehölze (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*): Als einstämmige, vegetativ nicht regenerationsfähige Gehölze werden Fichten und Kiefern beim Abschneiden ihres Stammes an der Basis zu jeder Jahreszeit letal geschädigt; noch kleine, wenige Jahre alte Exemplare lassen sich relativ leicht aus dem Boden herausziehen.

Weidenarten (insbesondere *Salix cinerea*, *S. aurita*): Im ersten Jahr nach der Keimung lassen sich die unverzweigten Triebe noch ziemlich gut ausreißen, ältere Individuen können gewöhnlich nur durch mehrmaliges bodennahes Zurückschneiden während zweier Vegetationsperioden zum Absterben gebracht werden.

Faulbaum (*Frangula alnus*): Diese häufige, polykormonbildende Problemart vieler unregelmäßig gepflegter Streuwiesen ist nur durch wiederholtes Abschneiden der zahlreichen Ausläufer, mindestens zweimal jährlich (Mitte bis Ende Juni und Mitte bis Ende August) wirksam zurückzudrängen. Nachwachsende Triebe sind spätestens nach 4 Jahren erneut bodennah abzuschneiden. Einer gleichen Behandlung sind **Pappeln** (*Populus spec.*) zu unterziehen.

Birken (*Betula pubescens*, *B. pendula*) lassen sich gewöhnlich durch ein- oder zweimaliges, bodennahes Abschneiden während der Vegetationsperiode zum Absterben bringen.

Erlen (*Alnus glutinosa/A. incana*): Ähnlich wie die Weiden-Arten können die Erlen nur durch mehrfachen bodennahen Rückschnitt im Lauf von zwei Vegetationsperioden zum Verschwinden gebracht

werden, wobei auf sich neu entwickelnde Ausläufertriebe zu achten ist.

4.2.4.4 Neuanlage

Wegen des sehr hohen Aufwandes an Kosten und der Ungewißheit der Erfolgsaussichten muß von Versuchen zur "Neuanlage" von Streuwiesen abgeraten werden. Die Neuanlage (im Sinne von Schaffen der standörtlichen Voraussetzungen) könnte ohnehin nur in Regionen mit Streuwiesen-Restvorkommen praktiziert werden, in denen großräumige und tiefgreifende Veränderungen des Gebietswasserhaushaltes allen Renaturierungsbemühungen die standörtliche Grundlage entzogen haben. In einigen großräumig, im Wasserhaushalt grundlegend veränderten Niedermoorgebieten der Münchener Ebene (Dachauer Moos, Erdinger Moos) oder des Donauroumes (Donaumooos südlich von Ingolstadt) können wohl nur durch Bodenbewegungen Standortverhältnisse geschaffen werden, die denen intakter Streuwiesen-Lebensräume nahekommen. Die rezenten Torfe sind in diesen Mooren in ihren Substrateigenschaften so stark verändert, die Grundwasserstände so tief abgesunken, daß jeder Renaturierungsversuch auf der Grundlage des gegenwärtigen Standortgefüges scheitern muß.

Neuanlageversuche von Streuwiesen-Lebensräumen stehen allenfalls an Stellen zur Diskussion, an denen sich folgende Bedingungen einlösen lassen:

- Räumliche Nähe zu einem Streuwiesen-Restbestand mit unter Umständen regional noch bedeutsamen Artenvorkommen (z.B. letzte Restvorkommen von *Gladiolus palustris* im Dachauer Moos, von *Thalictrum simplex subsp. galioides* im Donauroaum);
- nährstoffarmes Grundwasser, mittlerer Grundwasserspiegel nicht tiefer als ca. 1,5 m unter Flur; (Auf eine Grundwasserbeeinflussung weisen Strömungen in Gräben oder Bächen hin, die ein Zufrieren im Winter verhindern, ferner ein Bewuchs mit *Potamogeton coloratus*, *Montia fontana*, *Cratoneuron commutatum*, *Fontinalis antipyretica* sowie mit *Characeen*; vgl. LPK-Band II.10 "Gräben" Kap. 4)
- zur Neuanlage vorgesehene Fläche ohne Artenschutzbedeutung (artenarmes Intensivgrünland, Acker, Aufforstung);
- Einbinden der Streuwiesenneuanlage in ein größeres Biotop- Neuschaffungsprojekt, das insgesamt mindestens 2 ha umfassen soll und weitere Feuchtlebensräume (insbesondere Kleingewässer mit Verlandungszone) und magere Lebensräume (z.B. Böschungen mit Magerrasen) enthalten soll;
- Vorsehen einer Fläche für die Deponierung des abgetragenen Bodens möglichst am Biotoprand; abgegrabener, vererdeter Torf könnte auf die Äcker in der Umgebung verteilt werden.

Weitere Angaben sind dem Kap. 2.5.1.4 zu entnehmen.

Transplantationen von Streuwiesen (vgl. Kap. 2.5.1.4.2 und 2.5.2.1.4) in Sodenform sollten aufgrund der hohen Kosten und der geringen Erfolgsaussichten der Vergangenheit angehören und für die Zukunft ausscheiden. Ein Umsiedlungserfolg, dem über einen Zeitraum von 10 Jahren hinaus Erfolg beschieden gewesen wäre und bei dem keine nachträglichen schwerwiegenden Degradationen eintraten, ist bislang in keinem einzigen Fall bekannt.

4.2.5 Vernetzung und Biotopverbund

(Bearbeitet von B. Quinger)

Die Verbesserung der Verbund-Situation der einzelnen Streuwiesen untereinander und der Verbund von Streuwiesen mit Biotopen, die sich als (Teil-)Lebensraum von Tier- und Pflanzenarten der Streuwiesen eignen, gehört zu den Aufgabenfeldern der Landschaftspflege. Der Aufbau von Streuwiesen-Biotopverbundsystemen ist vor allem dort dringlich, wo ehemals zusammenhängende Streuwiesen-Lebensräume in kleine Einzelflächen aufgesplittet wurden und der gegenwärtige Zustand bereits auf das Wirksamwerden von Isolationsmechanismen hinweist (verursacht durch trennende Barrierestrukturen wie Aufforstungen, Straßen usw.). Rahmenkonstellationen, bei denen ein dringender Bedarf an der Verbesserung der Verbundsituation besteht, geben insbesondere die Leitbilder Nr. 5, 8 ("innerer Verbund"), 9 und 13 wieder (vgl. Kap. 4.2.1, S. 278).

Wie Streuwiesen-Biotopverbundsysteme konkret zu gestalten und aus welchen "Großflächigen Lebensräumen", "Kleinflächigen Lebensräumen", "Korridorbiotopen" und "Umgebenden Extensivierungsflächen" (vgl. Kap. 2.6.4.2) sie zusammensetzen sind, hängt sehr stark von den regionalen Verhältnissen ab. Einen groben schematischen Bau- und Entwicklungsplan, wie ein Streuwiesen-Lebensraumverbund in kultivierten Grobniedermooeren bewerkstelligt werden kann, gibt die Abb. 4/19, S. 336). Demnach sind "Verbundachsen" in erster Linie entlang bestehender linienhafter Feuchtlebensräume, insbesondere Fließgewässer einzurichten.

Die folgenden Empfehlungen gelten für die Schaffung von Streuwiesenverbunden ganz allgemein:

- (1) **Streuwiesenverbunde sind so zu konzipieren, daß zumindest auf lange Sicht einige "Großflächige Streuwiesen-Lebensräume" in ihnen integriert sind, die sich als Dauerlebensraum von Tier- und Pflanzenarten der Streuwiesen eignen !**

Streuwiesenverbunde können nicht das Vorkommen großflächiger Streuwiesen-Lebensräume ersetzen. Mit einem Streuwiesenverbund läßt sich das Vorhaben, die Streuwiesen-Organismen dauerhaft zu erhalten, nur realisieren, wenn in diesem Verbund Streuwiesen enthalten sind, die sich als Dauerlebensräume zumindest für die überwiegende Mehrzahl der Farn- und Blütenpflanzen sowie für zahlreiche Vertreter der Kleintierwelt eignen und für diese nicht nur Trittsteinfunktionen wahrnehmen können. Aufgabe des Verbundsystems ist es nun, den Orga-

nismenaustausch zwischen diesen Dauerlebensräumen aufrechtzuerhalten beziehungsweise wiederherzustellen.

Der Aufbau tragfähiger Streuwiesen-Verbundsysteme setzt somit vielfach die Erweiterung wenigstens einiger der bestehenden Restflächen voraus. Durch Regenerationsmanagements (vgl. Kap. 4.2.4, S. 327) müssen die Umgebungsflächen allmählich wieder in einen streuwiesen-artigen Zustand zurückversetzt werden! Die anzustrebende Flächengröße für einen Dauerlebensraum, der faunistischen Ansprüchen genügen soll, muß mindestens mit drei bis fünf Hektar veranschlagt werden, um wenigstens für einen Teil der Kleintierarten der Streuwiesen-Lebensräume die Funktion als Dauerlebensraum wahrnehmen zu können (vgl. Kap. 2.6.1.). Für Streuwiesen-Lebensräume, die sich als Dauerlebensräume für Singvögel wie dem Braunkehlchen mit ausreichend großen Populationen (mindestens 10 Paare) eignen sollen, darf diese Größe nicht unter 80 bis 100 Hektar betragen. Soll Großvögeln wie dem Brachvogel ein ausreichender Dauerlebensraum angeboten werden, müssen sogar Flächengrößen von insgesamt mindestens 250 Hektar angesetzt werden (vgl. Kap. 2.6.1.).

(2) Kleinflächige Streuwiesen innerhalb eines Streuwiesen-Biotopverbundsystems auch dann vergrößern, wenn keine Aussicht besteht, an die Dimensionen eines "Dauerlebensraumes" für Wirbeltiere heranzurücken!

Die Vergrößerung kleinflächiger Streuwiesen-Lebensräume ist auch sinnvoll, ohne daß langfristig mit einer Vergrößerung auf das Niveau eines "Dauerlebensraumes" gerechnet werden kann. Die Chance, störungsfreie Innenflächen (vgl. Kap. 2.6.1.) zu erhalten, steigt mit zunehmender Flächengröße sowie mit einem günstigen Verhältnis aus Flächengröße und Randgrenzenlänge an. Mit jeder Vergrößerung wird die Eignung als Trittstein verbessert, für einige Arten zusätzlich die Eignung als Dauerlebensraum hergestellt.

(3) Sämtliche oligo- und mesotrophen Streuwiesen, sämtliche Flächen- und Linearbiotope, die Transportfunktionen für oligo- und mesotrophente Streuwiesen-Organismen wahrnehmen sollen, müssen ausreichend gegen Nährstoff-Eintrag abgepuffert sein!

Vernetzungsfunktionen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft können nur solche Linear- und Flächenbiotope wahrnehmen, die ihrerseits ausreichend abgepuffert sind. Die Erhaltung bzw. die Regeneration magerer Grassäume, die Korridorbiotope wie Waldränder, Grabenränder, Bachläufe oder Dämme (vgl. Kap. 2.6.2.2) begleiten, schließt eine intensive agrarische Nutzung bis unmittelbar zum Rand dieser Korridorbiotope hin aus. Korridorbiotope wie Waldränder oder Gräben bedürfen mindestens 5-10 Meter breiter Pufferstreifen an den Lee- und ca. 10-20 Meter breiter Pufferstreifen auf den Luvseiten (Faustriechwert). Bei den eigentlichen Streuwiesenflächen sollten größere Pufferabstände mit mindestens 20 Meter auf den Lee- und ca. 50

Meter auf den Luvseiten zu den intensiv genutzten Agrarflächen hin eingeplant werden (vgl. Kap. 4.2.3.1, S. 325).

(4) Die Abstände zwischen den Verbundelementen nicht zu groß werden lassen!

Hinsichtlich der Abstandsplanung zwischen den einzelnen Verbundelementen ist in Streuwiesen-Biotopverbundsystemen große Vorsicht geboten! Aussichten für einen Austausch von einem Teil der Streuwiesen-Organismen bestehen nur, wenn die Abstände zwischen zwei Verbundelementen maximal 200 bis 300 Meter betragen (vgl. Kap. 2.6.1) und auf dieser Strecke keine Biotope mit ausgesprochenen Barrierewirkungen eingeschoben sind. Die Aktionsradien pollensammelnder Wildbienen, die allenfalls mehrere 100 Meter betragen, dürfen nicht überschritten werden, wenn Vernetzungswirkungen auftreten sollen (vgl. auch weitere Beispiele im Kap. 2.6.1.).

Dem gegenseitigen Austausch von Diasporen sind noch wesentlich engere Grenzen gesetzt! Von zahlreichen Streuwiesenpflanzen werden die Diasporen nur wenige Meter weit von der Mutterpflanze weg transportiert (vgl. Kap. 1.4.1.4).

(5) Auf günstige Verbundstrukturen achten!

Die Vernetzungswirkung zwischen zwei Biotopen hängt stark davon ab, wie die Nahtstelle dieser Biotope strukturiert ist (vgl. Kap. 2.6.3, S. 265). Günstig wirken sich mikromosaikartige Verzahnungen, Limes divergens-Strukturen zwischen Streuwiesen und flächigen Verbundbiotopen (z. B. lichte Faulbaum-Weiden-Gebüsche oder lichte Fichten-Moorbirken-Bruchwälder) aus. Ist eine Streuwiese mit einem Linear-Biotop verbunden, so ist es vorteilhaft, wenn dieser in die Streuwiese eintaucht und umgekehrt Magerrasen- und Streuwiesenstreifen diesen Linearbiotop begleiten (vgl. Abb. 4/20, S. 337).

(6) Streuwiesenverbunde entlang der potentiellen Streuwiesenstandorte ausrichten!

Streuwiesen-Biotopverbundsysteme sind so im Gelände zu orientieren, daß nach Möglichkeit den potentiellen Streuwiesenstandorten gefolgt wird. Diese Standorte bergen das Potential, sich eines Tages zu Streuwiesen oder zumindest zu einem streuwiesenähnlichen Biotop zu entwickeln.

(7) Bevorzugt Biotoptypen für den Verbund vorsehen, die zum Bestand der traditionellen Landschaftstrukturen und des traditionellen Landschaftsbildes zählen!

Biotoptypen, die in bestimmten Regionen traditionell den Streuwiesen eng benachbart waren, dürften mit diesen auch über ihre Tier- und Pflanzenwelt eng verwoben sein. Der Verbund von Streuwiesen mit solchen Biotoptypen ist daher bevorzugt zu fördern.

In den Mooren zählen beispielsweise sämtliche naturnahen oder natürlichen Moortypen (vgl. jeweils Kap. 1.4.3.5) wie Bruch- und Moorwälder, Übergangsmoore, Hochmoore, Schwingdecken-

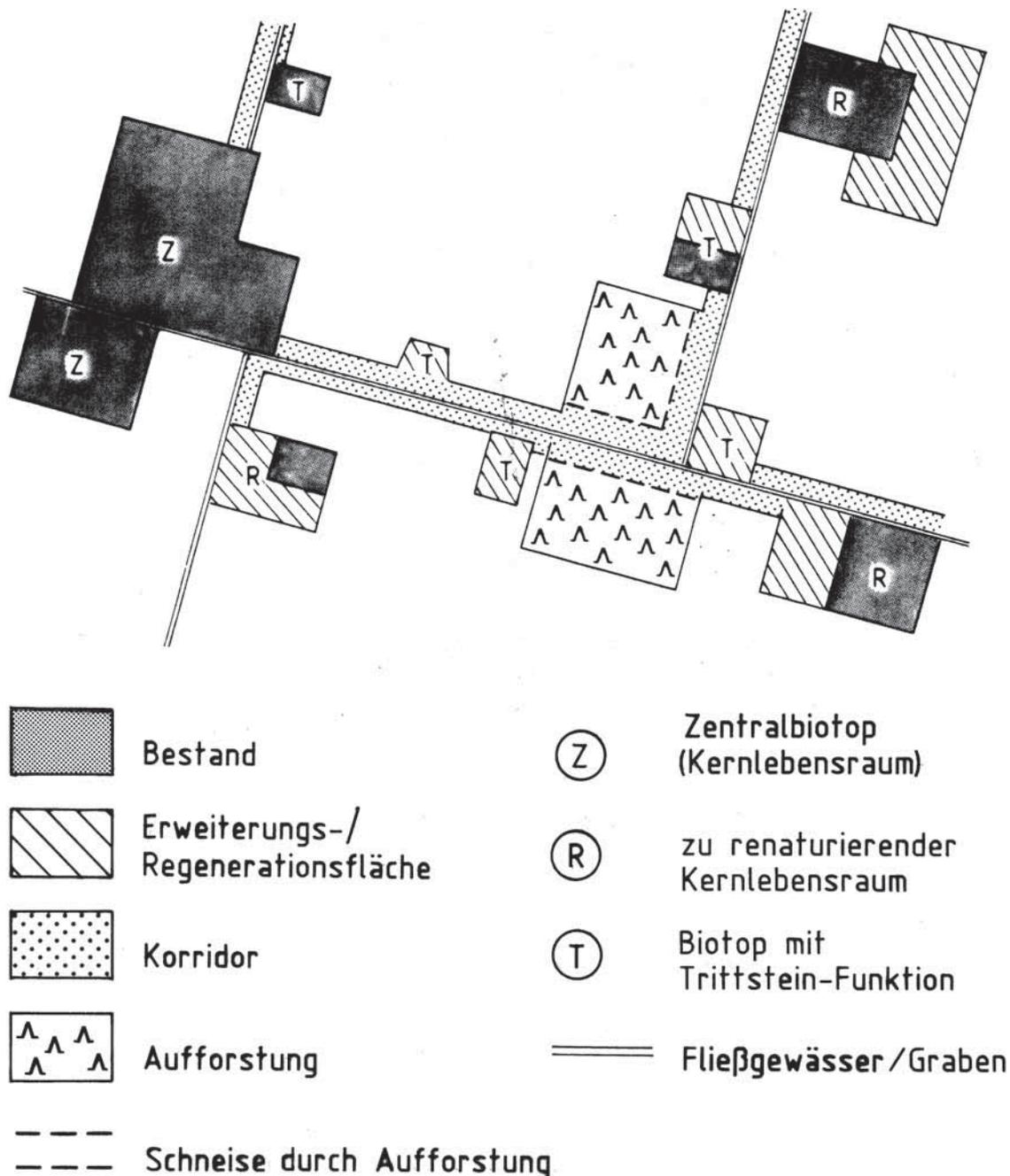


Abbildung 4/19

Schematischer Aufbau eines Streuwiesen-Lebensraumverbunds.

moore, nasse Großseggenrieder und Seeröhrichte dazu.

(8) Den Verbund der Streuwiesen mit Biotopen suchen, in denen dieselben Tier- und Pflanzenarten vorkommen!

Es versteht sich von selbst, daß sich Biotop, die floristische und faunistische Übereinstimmungen mit den Streuwiesen aufzuweisen haben, sich für den Verbund mit Streuwiesen eignen. Zumindest für diese gemeinsamen Arten wird der Gesamtlebensraum vergrößert, wobei mit "gemeinsamen Arten"

in diesem Zusammenhang nicht Ubiquisten wie die Amsel oder der Star, sondern für die Streuwiesen-Lebensräume charakteristische Arten gemeint sind.

In diesem Sinn hochwertige Verbundbiotope für Streuwiesen stellen u.a. sämtliche nicht den Streuwiesen i.e.S. zuzurechnenden Moortypen, die Feuchtwiesen (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), Magerrasen aller Art (vgl. LPK-Bände II.1 "Kalkmagerrasen" und II.3 "Bodensaure Magerrasen"), schütterere FILIPENDULION-Hochstaudenfluren, lichte Trockenwälder (z.B. Schneeheide-Kie-

durch Fichtenforste sind mindestens 30 Meter (Süd-Nord-Verlauf) bis 50 Meter (Ost-West-Verlauf) notwendig, wenn der Lichteinfall auf der Schneisenmitte zur Ansiedlung lichtliebender Streuwiesenarten ausreichen soll (vgl. Kap. 2.6.2.2). Die Schneisen sollten zum Forstrand hin Limes divergens-Strukturen aufweisen. Wird der Forstrand zurückversetzt, so sollten hierfür ca. 10 Meter angesetzt werden, um die Entwicklung eines dem Forst vorgelagerten Breitsaumes aus Streuwiesenarten zu ermöglichen! Dieser Breitsaum kann den indirekten Verbund zwischen den beiden Streuwiesen mutmaßlich erheblich verbessern.

4.2.6 Flankierende Maßnahmen

(Bearbeitet von U. Schwab)

4.2.6.1 Maßnahmen zur Regelung des Gebietswasserhaushalts

Für eine Grabenunterhaltung, die im Einklang mit der sachgerechten Pflege von Streuwiesen-Lebensräumen stehen soll, gelten folgende Grundsätze:

- Die Neuanlage von Gräben oder die Verlegung einer Rohrdränage wird in den meisten intakten Streuwiesengebieten naturschutzfachlich negativ zu beurteilen sein.
- Maßnahmen, die zu einer Zerstörung, Beschädigung, nachhaltigen Störung oder Veränderung des charakteristischen Zustands der in den Anlagen zu Art. 6d 1 BayNatSchG bezeichneten, ökologisch besonders wertvollen Naß- und Feuchtflächen führen können, bedürfen der Erlaubnis.
- Eine Wiederherstellung weitgehend zugewachsener Gräben in brachliegenden Niedermooren oder Talversumpfungsmöglichkeiten kommt im Zusammenhang mit einer Streuwiesen-Wiederherstellung nur unter starken Einschränkungen in Frage; die Grabentiefe sollte sich nach örtlichen Bodenverhältnissen und Vorbildern intakter Vegetation richten (vgl. EGLOFF 1984: 13) und sollte deshalb im Regelfall 0,5 Meter unter der Geländeoberkante keinesfalls unterschreiten; die Grabenbreite soll ebenfalls nicht wesentlich über 0,5 Meter liegen, so daß der Flächenverlust minimal bleibt (s. Abb.4/21, S. 338), rechte Darstellung); der Mindestabstand instandgehaltener Gräben dieser Dimensionen soll in Niedermooren 100 Meter nicht unterschreiten.
- Zur hydrologischen Pufferung kann das Verstopfen von Dränagen am Rand von Streuwiesen im Einzelfall sinnvoll sein (vgl. Kap. 4.2.3.1, S. 325).
- Mit einem abschnittswisen Verfüllen gefällereicher Kleingräben in ungenutzten Hangquellstümpfen kann im Einzelfall eine Verbesserung des Wasserhaushalts erzielt werden. Derartige Maßnahmen setzen selbstverständlich das Einverständnis des Besitzers voraus.
- Für die Unterhaltung bestehender Hauptvorflutgräben ist naturschutzfachlich wünschenswert (vgl. Abb. 4/21):
 - Sohlenräumungen sollen möglichst selten und nur in kurzen Abschnitten in einem Arbeitsgang durchgeführt werden; die Intervalle zwischen zwei Räumvorgängen desselben Grabenabschnitts sollen in Streuwiesengebieten mindestens 5 Jahre betragen; geeigneter Zeitraum ist der Herbst zwischen Mitte September und Mitte November im Anschluß an eine Mahd der umliegenden Flächen.

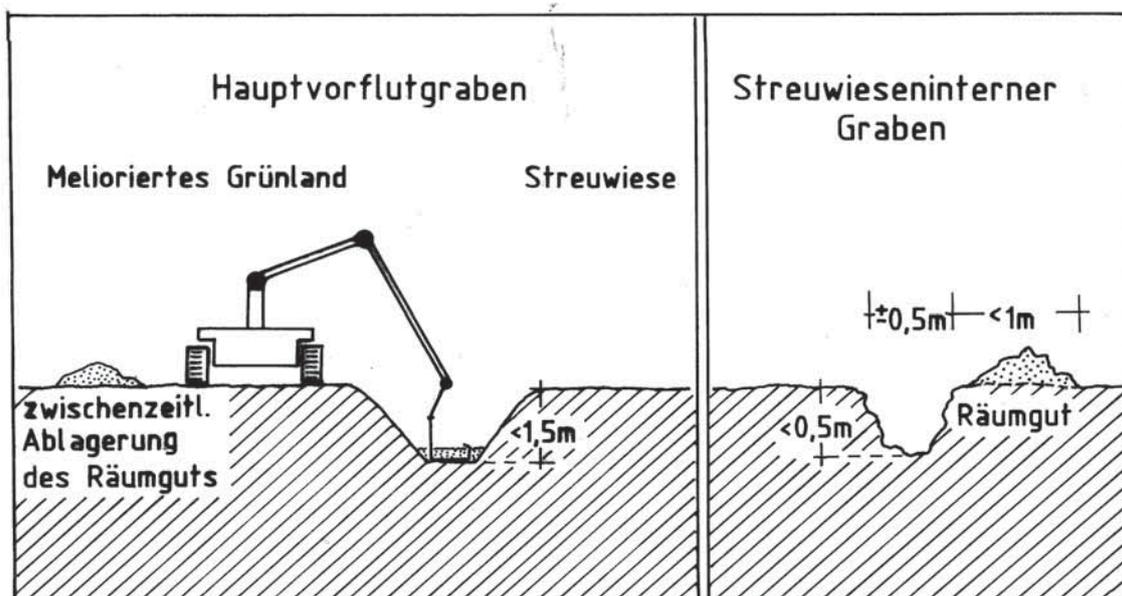


Abbildung 4/21

Grabenunterhaltung in Streuwiesengebieten; links: Räumung eines bestehenden Hauptvorflutgrabens; rechts: Maximalprofil eines wiederhergestellten, verwachsenen Grabens.

- Die Sohle darf im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen gegenüber ihrem ursprünglichen Niveau keinesfalls eingetieft werden, was anhand einer Pegelmessung nachzuweisen ist.
- Als Räumgerät soll für Hauptvorflutgräben ein möglichst leichter Bagger (evtl. mit Breitreifen) verwendet werden, das Räumgut ist nach mehrtägiger Zwischenlagerung auf der Grabenschulter möglichst zu beseitigen.
- Als maximale Sohlentiefe für Hauptvorflutgräben bzw. -bäche am Rande großer, ziemlich streuwiesenreicher Niedermoore kann 1,5 m unter der Bodenoberfläche gerade noch toleriert werden. Die Räumung gegenwärtig stärker eingetiefter Gräben, aber auch begradigter Fließgewässer im Bereich von Streuwiesen ist somit auf viele Jahre oder gar Jahrzehnte zu unterlassen.

Zusätzliche Eintiefungen und Verbreiterungen von Grabenprofilen zur Erleichterung der maschinellen Mahd lassen sich mit einer Streuwiesenpflege, die den Namen verdient, nicht in Einklang bringen (vgl. Kap. 4.1, Grundsätze 13 und 14). Ebenso sind Verkürzungen der Zeit-Intervalle zwischen den Grabenräumungen ungünstig. In nassen Jahren soll auf die Pflege unter Umständen ganz verzichtet werden.

Sehr schmale und flache, in Streuwiesenlebensräume eingelagerte Gräben lassen sich mit geringem Aufwand mit Spaten oder Grabgabel von Hand räumen; die geringen Räumgutmengen können am Grabenrand als längliche Haufen dauerhaft abgelagert werden. Die kleinstandörtliche Vielfalt wird durch diese Art der Räumung erhöht und z.B. Larvallebensräume für einige typische Streuwiesen-Tagfalter geschaffen (s. Abb. 4/21). Eine flächenhafte Verteilung des Räumguts auf den Streuwiesen ist unbedingt zu unterlassen.

Weiterführende und detaillierte Hinweise zur Unterhaltung und zur Pflege der Gräben sind dem LPK-Band II.10 "Gräben" zu entnehmen.

Die Sohle stark eingetiefter Bäche kann im Einzelfall zur Anhebung des mittleren Wasserspiegels mit dem meist am Ufer +/- wallartig abgelagerten kiesig-/mineralischen Aushub wieder an einigen Stellen bis zu 1 m hoch aufgefüllt, abgeschnittene Altwässer und Nebenrinnen können so revitalisiert werden. Für den Naturhaushalt sehr ungünstige Uferverbauungen sind zu beseitigen, damit wieder eine gewisse natürliche Dynamik entstehen kann (vgl. LPK-Band II.19 "Bäche und Bachufer"). Dabei ist wegen der Eutrophierungsgefahr durch Hochwasser auf gute Wasserqualität zu achten, die durch umfassende Abwasserklärung und ausreichende Gewässerrandstreifen am Bachoberlauf gewährleistet werden kann.

Schließlich ist insbesondere für Seeried- und Flutstreuwiesen eine naturnahe Hochwasserdynamik zu erhalten bzw. mittelfristig wiederherzustellen, indem ggfs. konträr wirkende wasserbauliche Maßnahmen (z.B. Ausgleichsbecken oder Deiche) überdacht werden bzw. deren Rückbau in Angriff genommen wird.

4.2.6.2 Lenkung des Besucherverkehrs

In besonders stark von Erholungssuchenden frequentierten Streuwiesengebieten an Ufern von Badeseen oder entlang viel begangener Wanderwege sind Vorkehrungen zu treffen, damit die Flächen nicht zu sehr durch Tritt, Lagern, Abpflücken von Blumen, Störungen brütender Vögel und dgl. beeinträchtigt werden:

- An Seeufern sollten im begründeten Einzelfall Bereiche mit angrenzenden Streuwiesen oder gar mit Schwingrasen bzw. Schlenken nicht zum Baden freigegeben werden; als Abgrenzung sind stabile Holzzäune anzubringen.
- Neben Wanderwegen empfiehlt sich im Einzelfall das Spannen einer Schnur in ca. 80 bis 90 cm Höhe. Diese (vor allem psychologische) Barriere reduziert die Betretungshäufigkeit bereits erheblich, sie soll sich aber auf Extremfälle und relativ kurze Abschnitte von wenigen hundert Metern Länge beschränken.
- Einzelne Trampelpfade durch Streuwiesen durchschnittlicher Qualität sollten akzeptiert werden, um flächenhaftes, ungerichtetes Begehen zu vermeiden und stattdessen weitgehend linienhaft zu bündeln.
- Im begründeten Einzelfall kann das Aussprechen eines begrenzten flächenhaften Betretungsverbots vor allem für sehr hochwertige Bestände sowie Wiesenbrütergebiete während der Brutzeit erwogen werden; für Wanderwege sind geeignete Umleitungen vorzusehen, die auch in Wanderkarten entsprechend darzustellen sind. Das Aussperren von Besuchern aus allen Flächen großer, streuwiesenreicher NSG weckt bei vielen hingegen wenig Verständnis für den Naturschutz, zumal auch offensichtlich weniger wertvolle, aber dennoch attraktive Bereiche in das Betretungsverbot eingeschlossen sind.

Inbesondere bei besonders hochwertigen Streuwiesengebieten (vgl. Kap. 1.10) ist darauf zu achten, daß durch den Erholungs- und Besucherbetrieb nicht Schutzziel und Schutzzweck von Naturschutzgebieten in negativer Weise beeinträchtigt werden. Für viele Gebiete wird sich die Erstellung von Zonenkonzepten anbieten, die zwei oder drei Zonen unterschiedlicher Empfindlichkeit unterscheiden und den Besucher in unterschiedlicher Weise Hemmnisse und Beschränkungen auferlegen (z.B. begrenztes flächenhaftes Betretungsverbot/Wegegebot/nur "psychologische Barrieren").

Nur eine letzte Notlösung kann das (nicht zu engräumige) Einzäunen von Wuchsorten bzw. Kernlebensräumen extrem gefährdeter und zugleich attraktiver Pflanzenarten darstellen, wenn deren Fortbestand vor allem wegen des hohen Besucherandrangs auf dem Spiel steht. Dreifache Stacheldrahtzäune von ca. 1 m Höhe entsprechen durch ihre Verwendung als Weidezäune in ihrem Aussehen eher der landschaftlichen Eigenart als Wildschutzzäune und sind gleichermaßen wirksam.

Grundsätzlich sollten nicht nur Verbotsschilder, sondern auch Informationstafeln aufgestellt und ggf.

Tabelle 4/2

Verantwortung der einzelnen Landkreise für die Streuwiesenerhaltung

Landkreise mit Schwerpunkt-Verantwortung	
Oberbayern:	GAP, WM, TÖL, TS, STA
Schwaben:	OA, OAL, LI
Landkreise mit Alarm-Situation	
Oberbayern:	AÖ, BGL, FFB, LL, MB, RO
Niederbayern:	FRG, KEH, PA, PAN, SR
Schwaben:	DLG, DON, MN
Oberpfalz:	CHA, NEW NM, SAD, TIR
Mittelfranken:	WUG
Unterfranken:	NES
Landkreise mit Notstands-Situation	
Oberbayern:	DAH, EBE, ED, EI, FS, M (S und Lkr.), MÜ, ND, PAF
Niederbayern:	DEG, DGF, LA, REG
Schwaben:	A, AIC, GZ, NU
Oberpfalz:	AS, R
Mittelfranken:	AN, ERH, FÜ, LAU, N, NEA, RH
Oberfranken:	BA, BT, CO, FO, HO, KC, KU, LIF
Unterfranken:	AB, HAS, KG, KT, MIL, MSP, SW, WÜ

Moorlehrpfade eingerichtet werden, die den Besucher auf die Bedeutung und Gefährdung von Streuwiesen-Lebensräumen aufmerksam machen. Die Einhaltung der Maßnahmen zur Besucherlenkung kann durch eine personell ausreichend besetzte Naturschutzwacht gewährleistet werden.

4.2.6.3 Öffentlichkeitsarbeit

Nicht vernachlässigt werden sollte die begleitende Öffentlichkeitsarbeit zu den Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen der Streuwiesen-Lebensräume. Alle Maßnahmen sind letztendlich auf die Zustimmung der Öffentlichkeit angewiesen.

Es wird dringend angeraten, jede umfangreiche Entbuschungsaktion zuvor in der Öffentlichkeit über die Presse bekannt zu machen. Unvorhergesehene, überraschende Entbuschungsaktionen können im nachhinein ein sehr negatives Echo finden und die Pflegearbeit in ein ungünstiges Licht rücken (vgl. Kap. 3.4.7).

Über dieses absolut notwendige "Muß" hinaus sollten insbesondere in Gebieten, in denen Wegegebote erforderlich sind, lehrpfadartige Tafeln aufgestellt werden, die das Gebiet und die Tier- und Pflanzenwelt vorstellen. In diesem Zusammenhang ist es

keineswegs notwendig, auf die besonderen floristischen und faunistischen Seltenheiten des Gebietes aufmerksam zu machen. Vielmehr empfiehlt es sich, stärker die verbreiteten Charakterarten der Lebensgemeinschaft "Streuwiese" in den Vordergrund zu rücken und zu erläutern.

Das Verständnis der Öffentlichkeit für die Naturschutz- und Pflegearbeit kann durch öffentliche Führungen erheblich gefestigt werden. Anlässlich solcher Führungen können die grundlegenden Eigenschaften und Besonderheiten der Lebensgemeinschaft Streuwiese vorgestellt werden. Insbesondere das Einleitungskapitel 1.1 und die Ausführungen zur Pflanzenwelt (Kap. 1.4) und zur Tierwelt (Kap. 1.5) in diesem Band bieten hierzu den notwendigen fachlichen Hintergrund. Selbstverständlich müssen sich solche Führungen selbst an die Beschränkungen des Schutzgebietes halten.

In Gebieten mit Streuwiesen-Schwerpunktvorkommen in Bayern wie etwa dem Raum Murnau (Murnauer Moos, Staffelseemoore), Benediktbeuern (Loisach-Kochelseemoore), südlicher Chiemsee- und Ammerseebereich (z.B. Dießen) könnten Naturschutzzentren eingerichtet werden, mit denen die Öffentlichkeitsarbeit institutionalisiert werden könnte. In Baden-Württemberg haben Naturschutz-

zentren in Bad Wurzach und in Bad Buchau das Verständnis für die Naturschutzarbeit im Wurzacher Ried und im Federseeried in der Öffentlichkeit sehr vertiefen können. Besonders dringlich ist die Einrichtung solcher Zentren in Ortschaften, in denen reger Fremdenverkehr herrscht, wie beispielsweise in Murnau.

4.3 Gebietsbezogenes Handlungs- und Maßnahmenkonzept

(Bearbeitet von A. Ringler)

Mit Bezug auf Kap. 1.8 (Verbreitung) werden nun Aufgabenpräferenzen einzelner Gebiete und Landkreise dargestellt. Zunächst werden in einem Landkreisspiegel (Kap. 4.3.1, S. 341) die Streuwiesenbestände der Landkreise als Ganzes miteinander verglichen. Sozusagen aus weiter Distanz schälen sich Verantwortungsschwerpunkte einzelner Landkreise heraus.

Im Anschluß werden die bayernweit, größtenteils auch national bedeutsamen Zentral- oder Rumpfflächen dieses Lebensraumtyps aufgelistet und kurz charakterisiert (4.3.2, S. 344).

Darauf folgt eine annähernd vollständige Auflistung naturschutzwichtiger Entwicklungsschwerpunkte für Restitutions- und Optimierungsmaßnahmen (4.3.3, S. 345).

4.3.1 Landkreisspiegel

4.3.1.1 Einteilung der Landkreise in Bestandssituationen

Alle bayerischen Landkreise werden in 3 Gruppen mit unterschiedlichem Stellenwert und verschiedenartigen Verantwortungsschwerpunkten für Streuwiesen- und Niedermoor-Lebensräume zugeordnet:

(1) Schwerpunktsituation / -verantwortung

Streuwiesentypen sind hier stark bedroht und geschrumpft, stehen aber überregional gesehen immer noch relativ gut da. Diese Landkreise verfügen noch über Rumpf- oder Zentralvorkommen dieses Lebensraumtyps.

Für die genannten Typen trägt der Landkreis eine (zumindest gesamt-bayerische, z.T. (über)nationale) Schwerpunktverantwortung. Er sollte die Pflege und Entwicklung auf die sorgfältige Erhaltung und **Revitalisierung zentraler, großräumiger Spenderpopulationen** (ohne die eine Regenerierung von Streuwiesenverbundsystemen in den "Alarm- oder Notstandslandkreisen" erschwert oder aussichtslos ist) abstellen.

Keinesfalls darf es hier heißen: "Wir haben noch mehr als die anderen, da geht es mit der Erhaltung und Pflege nicht so genau"! Vielmehr entscheidet sich das Schicksal des ganzen Ökosystemtyps und der meisten seiner Arten für ganz Bayern (mit) in diesem Landkreis. **Nur hier** besteht noch die dringend wahrzunehmende Chance, den Biotop(komplex)typ in seiner räumlichen (chorischen) Dimen-

sion, d.h. in seiner ökosystemspezifischen landschaftlichen Verteilung zu erhalten und wiederherzustellen.

Dies erfordert neben der Stabilisierung der **bestehenden Streuwiesen** und der Optimierung der streuwiesenfähigen Intensivflächen innerhalb der Streuwiesen-Schwerpunkträume (s. Kap. 4.3.3, S. 345) auch eine sorgfältige Pflege und Stabilisierung der isolierten Fragmente. Gerade diese Trittsteine (Rudimentpopulationen) eröffnen noch die Chance, für Streuwiesenökosysteme und -arten unwirtlich gewordene Nutzflächen an den Idealzustand heranzuführen.

In diesen Landkreisen kommt es v.a. auf möglichst großflächige Pflege, auf die Etablierung mehr oder weniger sich selbst tragender Pflege-Organisationsformen und die Restitution von Großflächen-Verbundsystemen (da nur mehr hier möglich) an.

(2) Alarmsituation

In diesen Landkreisen sind Großflächen, Großpopulationen und intakte Verbundsysteme bis auf einzelne Ausnahmen kaum mehr vorhanden. Die Aussichten des Fortbestands von Streuwiesen sind stark getrübt, falls die Pflege- und Restitutionsanstrengungen nicht baldigst und entschieden intensiviert werden.

Sorgfältige Ausnutzung aller Wiederherstellungsmöglichkeiten auf potentiellen Streuwiesenstandorten ist in diesen Landkreisen bzw. Landkreisanteilen von erhöhter Dringlichkeit.

(3) Notstandssituation

Das Streuwiesenökosystem insgesamt liegt im Landkreis "in den letzten Zügen". Arealeckpunkte von Biozönosen oder Arten, Exklaven bzw. vorgeschobene Sonderausbildungen (z.B. Stromtal-Pfeifengraswiesen, Kopfbinsenrieder nördlich des Voralpinen Hügel- und Moorlands) können nur bei unverzüglichen, z.T. aufwendigen und unkonventionellen Pflegemaßnahmen für Bayern bewahrt werden. Da die Biozönosen häufig bereits stark degeneriert oder von Ubiquisten unterwandert sind, muß hier jede einzelne wertbestimmende Art ernstgenommen werden. Ersatzbeschaffung und "Pinzettenpflege" sind hier ebenso unverzichtbar wie besonders fundierte und mittelfristig gewährleistete wissenschaftliche Betreuung.

Die Einordnung der Landkreise in die 3 Bestandssituationen ist in folgender Tabelle (Tab. 4/2, S. 340) auf einen Blick zu erfassen:

Die Aufgaben und Verantwortung einzelner Landkreise für die Erhaltung und Entwicklung von Streuwiesen-Lebensräumen werden in den folgenden Unterkapiteln kurz skizziert:

4.3.1.2 Landkreise mit Schwerpunktverantwortung

GAP

Enthält neben dem größten intakten Streuwiesen- und Niedermoorkomplex Bayerns (Murnauer Moos-Loisachtrichter) nahezu die gesamte standörtliche

und floristisch-faunistische Bandbreite dieses Biotyps in Südbayern. Der Landkreis hat internationale Verantwortung für diesen Ökosystemtyp. Die landschaftsökologische Sonderausstattung sei mit wenigen Stichworten angesprochen:

- Wichtigste Tal-Streuwiesenkomplexe der Bayerischen Alpen (Pulver-, Weid- und Oberauer Moos);
- bayernweit singuläre Verknüpfung mit anderen Moortypen und Kalkmagerrasen (z.B. westliche Staffelseemoore, Ohlstadt-Nord, Buckelwiesen);
- bayernweite Populationszentren für mehrere bedrohte Streuwiesen- und Niedermoorarten (z.B. Karlszepter, Wanzen-Knabenkraut);
- Pflegezustand alles in allem weit überdurchschnittlich.

WM

Größte Streuwiesen-Gesamtfläche aller bayerischen Landkreise (trotz gewaltiger Meliorationsverluste); landschaftliche Einnischung reicht von stromtalarreichen Becken-Niedermooren (Ammersee Süd) über Bachquellmoore (z.B. Ettinger Bach) und Schichtquellmoore (z.B. Antdorf) bis zu hochkomplexen, großflächigen Streuwiesen-Hochmoorlandschaften (z.B. Grasleiten, Hohenkastener Forst, Erlwiesfilz, Rohrmoos); Internationale Verantwortung für diesen Ökosystemtyp.

- Neben GAP beste Ökotonausbildung zu Kalktrockenstandorten (z.B. Hardtwiesen, N Habach);
- deutschlandweit wichtigstes Quellseen-Kalkflachmoorgebiet mit vielfältigen Randübergängen (Osterseen);
- insgesamt gesehen noch bemerkenswert guter Pflegezustand;
- Weideproblematik löst vor allem im südwestlichen Landkreis beträchtliche Konflikte aus.

TÖL

Trotz erheblicher Verluste immer noch ein Schwerpunktlandkreis für (ehemals) streugenuzte Niedermoore. Alle moorkundlichen und topographischen Streuwiesentypen kommen vor. Kulturlandschaften noch durch z.T. dicht gestreute oder vernetzte Streuwiesenanteile geprägt (z.B. Gelting-Beuerberg, Babensstuben-Geretsried, Zellerbachtal, Rothenrainer und Ellbach-Kirchseemoorlandschaft, Gaißacher Ried).

- Einige standörtlich-floristisch singuläre Typen, die bayern- und mitteleuropaweit sonst nicht oder nirgends besser vorkommen: z.B. Flutrinnen-Kopfbinsrieder der Isarschotter, Kontaktzonen zu Wildbachüberschotterungen an der Laine bei Pessenbach, Quellaufstoßmoore N Kochelsee);
- über weite Strecken allerdings alarmierende Pflegedefizite (z.B. im Wasserscheidenbereich Würmsee-Isar, Isarleiten);
- Beweidung devastiert neuerdings hochempfindliche Hangquellstreuwiesen (z.B. SW Dietramszell, Schwarzkopfried-Quellrieder bei Hechenberg).

• Handlungsschwerpunkte:

- Restituierung und Re-Integration der degenerierten Fragmente isolierter Kalkniedermoor-Landschaften durch Fettwiesenextensivierung (Ostrand Königsdorfer Becken, Randbereiche der Penzberger Moore, Benediktbeuern-Bichl);
- dringende Rückführung der weit fortgeschrittene Verfilzungs- und Verbuschungsstadien in fast allen Streuwiesengebieten.

OAL

Wichtigster Streuwiesenlandkreis Schwabens; vor allem im Südosten auch noch Anteil am floristisch stark dealpin geprägten Niedermoorgebiet des Alpenvorlands; enthält einige der wichtigsten, großräumig vernetzten Moor- und Streuwiesen-Landschaften (z.B. Sulzschneider Moore, Halblech-Forgensee).

Weit über den Landkreis hinaus bedeutsam ist die Überlagerung relikartenreicher Schwingrasen-, Übergangs- und Primärniedermoorbereiche mit der Kulturform Streunutzung (Heidelbeer-Weide, Moos-Steinbrech, Moor-Fetthenne, Torf-Segge, Strickwurzel-Segge, Himmelsleiter u.a.).

- Vorkommen einiger natürlicher und zugleich unversehrter Kalkniedermoore (Urheimat vieler Streuwiesenarten), z.B. im Hopfner Wald;
- floristische Singularitäten in diesem Biotopbereich (z.B. Moor-Steinbrech, Moor-Fetthenne) mit ganz spezifischer Pflege-Rücksichtnahme;
- hochspezifische Streuwiesentypen, die in dieser Form anderswo fehlen (z.B. Kontakt-Streuweisen eines Flyschbachs (Trauchgauer Ach), montane Flysch-Streuweisen).
- Handlungsschwerpunkte:
 - Re-Integration stark aufgesplitterter, aber im Potential noch förderungswürdiger Niedermoorlandschaften (z.B. Seeger Moore, Westrand Sulzschneider Moore-Lobachniederung, nördliche und östliche Bannwaldseemoore, Füssen-Weißenseer Streuwiesengebiet);
 - Sanierung der weidegeschädigten Übergangs- und Niedermoore (z.B. Schlauchfilz, Bannwald-Forgensee).

STA

Immer noch relativ streuwiesenreich; große Vielfalt an pflanzensoziologischen Ausbildungen und orohydrographischen Niedermoorstypen: z.T. Übergangsmoorartige und eutrophe Becken-Streuweisen (Leutstettener Moos), Groß-Kalkflachmoore z.T. primären Charakters mit den nach dem Murnauer Moos größten Schneidrieden Bayerns (Ampermoos, Herrschinger Moos).

- Biogeographische Übergangsposition zwischen Grundmoräne und Schotterebenen;
- Schwerpunkt der wärmebedürftigen Schwarzkopfried-Hangquellmoore in Bayern (gerade hier oft arge Beweidungsprobleme);
- einige der besten Niedermoor-Trockenrasen-Ökotope (z.B. Mesnerbichl, S Andechs);
- bedeutsame Randzonationen zu bodensauren Magerrasen im Eiszerfallsgebiet Wildmoos;

Tabelle 4/3

Liste der kompletten G(anzflächen)- Streuwiesen- Lebensräume in Bayern (Erläuterungen im Text)

Lkr.	G- Streuwiesen- Lebensraum
FFB, LL, STA	Ampermoos
STA	Herrschinger Moos
STA	Leutstettener Moos
WM	Ammersee Süd
WM	Nördliche Osterseen
WM	Moorkomplex SW Hohenkasten
WM	Illachbecken SW Wildsteig
WM	Grasleitener Moorgebiet
WM	Hardtwiesen
WM, TÖL	Loisach-Kochelsee-Moore
TÖL	Babenstuben-Schwaigwall
TÖL	Rothenrainer Moore
TÖL	Zellerbachtal
TÖL	Habichauer Moor
TÖL	Ellbach-Kirchseemoor
TÖL	Gaißacher Ried
GAP	Murnauer Moos
GAP	Oberauer-Pfrühlmoos
GAP	Ettaler Weidmoos
GAP	Pulvermoos-Kochelfilz
GAP	Staffelsee-West
GAP	Findenau-Saulgrub
EBE, M, RO	Kupferbachtal
RO	Simssee-West
RO	Auer Weidmoos
RO	Feldener Bucht-Harras
RO	Aiterbacher Winkel
TS	Lambach-Seebrucker Chiemseeufer
TS	Grabenstätter Moos
TS	Bergener Moos-Egernbacher Filz
AÖ	Bucher Moor
MÜ	Maitenbether Moor
OAL	Bannwaldseemoore
OAL	Attleseemoor
OAL	Elbseemoor

- Pflegeanteil derzeit wieder relativ hoch (mit Ausnahme der Becken-Streuwiesen);
- Hangquellmoore durchwegs hydrologisch gestört.

LI

Streuwiesen sind hier neben den Tobelwäldern die tragende Säule des Gesamt-Biotopsystems; Dominanz des z.T. basenärmeren, stark zum Übergangsmoor tendierenden Flügels der Molasse-Bergländer; große Alpenhaargras-Pfeifengraswiesen.

- **Schwerpunktaufgaben:**
 - Großräumige Re-Extensivierung ehemaliger Streuwiesen-Tallandschaften (z.B. N Stiefenhofen, Degermoos);
 - Revitalisierung der letzten Seeufer-Riede (z.B. CLADIETUM- Relikte bei Wasserburg).

TS

Zentrallandkreis für vorliegenden Biotoptyp in Südostbayern; Spektrum reicht von noch ausgedehnten randalpinen Becken-Komplexen mit Hochmoorkernen (z.B. Bergener Moos) über großflächige, mesotrophe Auen-Streuwiesen (z.B. Raitener Bränd, Hirschauer Winkel) bis zu steilhängigen Talrandquellfluren; basenärmere Sonderausbildungen auf würmglazial-eisfreien Hochplateaus (Pechschnait).

- Schwerpunkt des aussterbenden Sumpf-Knabenkrauts und der Sommer-Drehwurz;
- Schwerpunkt für eutrophe Auen- und Seeüberflutungs-Streuwiesen in Bayern auch mit floristischer Sonderausstattung (*Succisa inflexa*, größter Bestand der Sibirischen Schwertlilie in Bayern);
- Singularität: Wacholder-Uferflachmoore am Waginger See; röhrichtarme kiesige Brandungs-Streuwiesen bei St. Johann am Chiemsee;
- einige der wertvollsten Hangquellmoore Bayerns, z.T. in landschaftsprägender Reihung (Oberes Surtal, Diesenbach, Taching).

4.3.1.3 Landkreise mit Alarm-Situation

RO

Dieser ehemals streuwiesenreiche Landkreis hat in den letzten 3 Jahrzehnten eine drastische Auszehrung kulturgeprägter Niedermoor-Lebensräume durch Melioration, Aufforstung und Pflegerückgang erlitten. Fast alle Vorlandstreuwiesen sind hydrologisch beeinträchtigt und in einem unbefriedigenden Pflegezustand.

Zu den naturschutzfachlichen Sondersituationen gehören durch Auenregime geprägte, mesotrophe Beckenstreuwiesen mit Sumpf-Knabenkraut (Auer Weidmoos), Kalkflachmoore im Grundwassereintrittsbereich an Seeufern (z.B. Schafwaschener Bucht, Pelhamer See), voralpine Hangquellmoor-Gruppen mit Quell-Eibenwäldern (Samerberg).

- Ehemals bayernweit Schwerpunktlandkreis für Sommer-Drehwurz (heute überall extrem erstpflgebedürftig);

- fast ungestörte Quell- und Seebach-Kalkflachmoorstränge zwischen Toteisseen (Eggstätter Seen).
- **Handlungsschwerpunkte:**
 - Erhaltung des landkreiseigenen Artenspektrums erfordert entschiedene Inangriffnahme auch schwieriger Erstpflge auf vielen Flächen;
 - Re-Integration verinselter Reste durch schrittweise Extensivierung und Vernässung dazwischengeschobener Intensivflächen (z.B. Feldener Bucht/Harras, Schwaberinger Tal, Simssee-Ost/Antwörter Moos).

4.3.1.4 Landkreise mit Notstand-Situation

ED

Seit ca. 1965 kontinuierlicher Rückgang der im Erdinger Moos reichlich, im Tertiärhügelland und Altmoränengebiet kleinflächig verstreuten Niedermoor- und Streuwiesenreste. Quellbachsäumende Kalkflachmoorrester der Schotterebene und Niederterrasse bis auf Sukzessionsrelikte von Alpenhelm, Schwarzem Kopfried, Schneidried u.a. als Lebensraum ausgelöscht. Einst auf Torfbänken und Abbau- und Ausstichgebieten weitverbreitete Pfeifengraswiesen auf wenige Refugien (Viehlaßmoos, bedingt Schwaigermoos, Faulmoos an der Sempt) zurückgedrängt. Quellnischen-Streuwiesen des Hügellands total verschwunden, nur noch als inzwischen mesotrophe Großseggen- und Erlen-Sukzessionsflächen in Ansätzen erkennbar.

- Extensivierung einiger Quellbachgebiete (z.B. Schwillach, Zustorfer Quellgraben) und quellsumpfreicher Bachtäler (mittlere Strogen, Dorfer Isental);
- Sorgfältige Innen- und Außenpflege der Niedermoorkerne des Erdinger Mooses.

MÜ

Abgesehen von wenigen intakten Ausnahmesituationen (Quellhang bei Flossing, Waldquellmoor bei Maithenbeth) sind Niedermoor- und Streuwiesen-Lebensräume nur mehr in kleinflächigen, meist stark degenerierten Relikten mit höchstem Puffer-, Erstpflge und Erweiterungsbedarf erhalten. Die beachtliche Bandbreite zwischen jungmoränen-, altmoränen- und tertiärhügellandtypischen Ausprägungen ist noch erkennbar.

4.3.2 Liste kompletter Streuwiesen-Lebensräume

Das Landschaftselement "Streuwiese" tritt in unscheinbaren, natürlich kleinen oder anthropogenen Splitterflächen bis hin zu streuwiesengeprägten Teillandschaften auf.

Alle Teilflächen sind für die regionalen und örtlichen Feuchtverbundsysteme unersetzlich. Trotzdem kommt den in Standortökologie, Zonation, Arten- und Gesellschaftsinventar noch weitgehend intakten Großvorkommen die überragende Funktion von Grundpfeilern innerhalb des biogenetischen Verbundsystems Bayerns (s. LPK-Band I. Kap. 6.6) zu.

Es sind die Rumpflebensräume für die in Streuwiesengebietern vorkommenden Biozönosen, in denen auch noch Arten mit größerem Territorialanspruch existieren können.

Solche Flächen werden als **G(anz)-Flächen** bezeichnet, da sie ihren ursprünglichen Standortraum mit seinen edaphisch-hydrologischen Abfolgen noch weitgehend ausfüllen. Sämtliche dieser G-Flächen sind in [Tab. 4/3](#), S. 343 aufgelistet.

Nur in den G-Flächen kann sich der Naturschutz weitgehend mit der Bestandespflege zufriedengeben. In den anderen Vorkommen der F(ragment)- und R(elikt)-Flächen (s. [Kap. 4.3.3](#), S. 345) kommt es neben einer sorgfältigen Erhaltungspflege sehr wesentlich auf Erweiterungs- und Extensivierungsmaßnahmen im Umfeld an.

4.3.3 Entwicklungsschwerpunkte

(Bearbeitet von A. Ringler und U. Schwab)

Naturschutzhandeln im Streuwiesen- und Niedermoorbereich umfaßt heute auch Erweiterung, Restitution und Verbundwiederherstellung. Abgebrochene Austauschkorridore sind wiederherzustellen, zumindest aber so durchlässig wie möglich zu gestalten.

Fettwiesen, halbfette Moorwiesen, z.T. auch Mooräcker in solchen Bereichen sollten bevorzugt in die Extensivierungsförderung genommen werden. Nach Vorlage einer bayernweit komplettierten Gebietsliste zur Re-Integration von Niedermoor- bzw. Streuwiesen-Lebensräumen besteht die Chance, bei der Umsetzung der Extensivierungs- und Stilllegungsförderung durch naturschutzfachliche Vorschläge aktiv mitzuwirken.

In tabellarischer Form werden nun landkreisweise Streuwiesen-Entwicklungs- und Ergänzungsräume aufgezählt, welche künftig vorrangig bei Förderungen von Maßnahmen der Landschaftspflege, der Extensivierung, der Renaturierung und zur Entwicklung eines Lebensraumverbunds berücksichtigt werden sollen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf Landkreisen mit Alarm- und Notstand-Situation ([Tab. 4/4](#), S.).

Abgrenzungskriterien für solche Räume sind:

- nachweisliches, früheres Vorhandensein von Streuwiesenflächen;
- bestehende Streuwiesenfragmente und weitgehend standortgleiche Umrahmungs- bzw. Zwischenflächen;
- topographische Leitlinien mit Streuwiesen-Restpotentialen (z.B. Grabensysteme in weitgehend kultivierten Niedermooren; vermoorte Täler; Talflanken mit Schichtquellhorizonten).

In dieser "Gebietskulisse" sollen, grob gesprochen, die Migrations- und Austauschbarrieren für Streuwiesen-Organismen so niedrig wie möglich gemacht werden. Dies beinhaltet ein Maßnahmenpaket aus:

- Sukzessiven Ausmagerungsschritten auf ausgewählten Flächen zumindest bis zum artenreichen Feuchtwiesen-Niveau, auf günstigen sorptions-

schwachen Standorten auch zum Streuwiesen-Niveau;

- in begründeten Einzelfällen Schaffung von Durchlässen in ausbreitungsblockierenden Forst- und Gebüschbarrieren;
- Extensivierung vorrangig der feuchten Saumlilien (vor allem Fließgewässer-Uferstreifen);
- möglichst Einbeziehung von Feuchtbrachen und feuchten Abgrabungsflächen.

Nach ihrer Lebensraumbedeutung bzw. ihrer Funktion in einem Biotopverbundsystem werden die einzelnen Gebiete, soweit möglich, in folgende 3 Kategorien eingeteilt, welche sich eng an die Flächenbausteine eines Biotopverbundsystems anlehnen:

- **Ganz-Flächen:** Streuwiesen-Lebensräume, welche ihren ursprünglichen Standortraum (Ökotope) noch ganz oder annähernd ausfüllen (z.B. weitgehend beckenausfüllende Streuwiesen); Zentral-Lebensräume in einem Verbundsystem (vgl. [Tab. 4/4](#)).
- **Fragment-Flächen:** Reststreuwiesen eines früher wesentlich ausgedehnteren Lebensraums ("Torso-bestände"); Refugialbiotope in einem Verbundsystem.
- **Relikt-Flächen :** Dispergierte Splitterflächen unter 1 ha Größe, oftmals letzte, +/-degradierte (z.T. sekundäre) Restbestände; Trittsteinfunktion noch gewährleistet.

4.4 Beispiele für Pflege- und Entwicklungsmodelle

(Bearbeitet von A. Ringler und Thomas Eberherr)

Pflege- und Entwicklungsmodelle sind z.B. in folgenden Pflege- und Entwicklungsplänen (PEPL) erarbeitet worden:

- PEPL NSG Murnauer Moos (GAP; RINGLER, QUINGER & WEBER 1987/Alpeninstitut);
- PEPL NSG Gfällach (ED; RINGLER et al. 1985/Alpeninstitut);
- PEPL NSG Ellbach-Kirchseemoor (TÖL; RINGLER et al. 1986/Alpeninstitut);
- PEPL NSG Mesnerbichl (STA; RINGLER et al. 1988/Alpeninstitut).

Als Modellprojekt wird die Re-Integration der Niedermoorpflege der Loisach-Kochelsee-Moore in bäuerliche Wirtschaftskreisläufe dargestellt (EBERHERR 1995):

Das Kloster Benediktbeuern ist seit der Gründung im Jahre 739 eng mit der 4000 ha großen Moorlandschaft des Kochelsees verbunden: Die Benediktiner verpflichteten sich bei der Landübernahme, mit den damals sehr beschränkten technischen Möglichkeiten die Moorflächen zu kultivieren. Heute setzt sich der inzwischen in Benediktbeuern ansässige Orden der Salesianer Don Boscos - vor dem Hintergrund einer modernen Agrarpolitik und im Bewußtsein seiner Verantwortung für die Bewahrung der Schöp-

fung - für den Erhalt der Loisach-Kochelsee-Moore ein.

Das Zentrum für Umwelt und Kultur der Salesianer hat 1992 ein eigenes Naturschutzbüro eingerichtet, das derzeit mit einem Biologen und einem Zivilistenleistenden besetzt ist. Im Auftrag der Regierung von Oberbayern, eng koordiniert mit den Unteren Naturschutzbehörden der beteiligten Landkreise, versucht das Naturschutzbüro die naturschutzfachlichen Ziele des Pflege- und Entwicklungsplans des Loisach-Kochelsee-Moors zu verwirklichen. Schwerpunkte liegen in der Renaturierung der Hochmoore sowie der Erhaltung und Wiedereinführung der traditionellen Streuwiesenbewirtschaftung. Zudem sollen Wege gefunden werden, wie man trotz des zunehmenden Fremdenverkehrs und mit Hilfe der Landwirte den Charakter dieser Natur- und Kulturlandschaft erhalten kann. Die Konzepte, die derzeit im Loisach-Kochelsee-Moor neu entwickelt werden, sollen nach ihrer Erprobung auch auf andere Moore des Alpenvorlandes übertragen werden. Zwei der langfristig konzipierten Modellprojekte sollen nachfolgend vorgestellt werden:

1. Modellprojekt: Renaturierung/Extensivierung der Moorflächen des Klosters Benediktbeuern

Das Kloster Benediktbeuern hat 1979 seine Landwirtschaft aufgegeben und sein Land seitdem an Bauern verpachtet. Seit 1993 hat das Kloster 195 ha dieser weitgehend zusammenhängenden Übergangs- und Niedermoorflächen dem Zentrum für Umwelt und Kultur auf 20 Jahre verpachtet. Gefördert vom Bayerischen Naturschutzfonds werden diese Flächen nach den Vorgaben des Pflege- und Entwicklungsplans vorbildlich für den gesamten Talraum entwickelt: Brachliegende Streuwiesen werden entbuscht und wieder gepflegt, Bachläufe renaturiert, Fichtenaufforstungen in standortgemäße, lichte Moorbirkenwälder oder Streuwiesen umgewandelt und vor allem die weiten Grünlandflächen umfassend extensiviert.

Wie der Pflege- und Entwicklungsplan betont, wurde der größte Teil der Loisach-Kochelsee-Moore in den vergangenen Jahrhunderten durch eine für heutige Verhältnisse sehr extensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Vorrangiges Entwicklungsziel für die Grünlandflächen des Klosterlandes ist es deshalb, die landwirtschaftliche Nutzung, orientiert an der traditionellen Landbewirtschaftung auf größtmöglicher Fläche zu sichern. Dabei soll die Schnittfrequenz der Wiesen reduziert und zu den alten betrieblichen Nährstoffkreisläufen zurückgefunden werden. Vor allem auf den ortsfernen, schlechteren Moorflächen soll langfristig, nach einer entsprechenden Ausmagerung der Flächen wieder eine düngerefreie Streuwiesennutzung angestrebt werden. Die besseren, etwas näher an Benediktbeuern gelegenen Flächen sollen, wie die früher sehr häufigen Moosheuwiesen zweimal jährlich gemäht und allenfalls gelegentlich mit wenig Festmist gedüngt werden.

Neben der direkten Düngung intensiv bewirtschafteter Wiesen, führt in entwässerten Moorflächen auch der aerobe Torfabbau durch Freisetzung von Nährstoffen zu einer erheblichen Grundwasserbelastung. Um den entwässerungsbedingten Torfschwund zu bremsen, sollen Versuche unternommen werden, die Grünlandflächen kontrolliert wiederzuvernässen. Beispielsweise soll versucht werden, unter Beibehaltung der Drainagen das Wasser mit regulierbaren Wehren in den Vorflutgräben anzustauen. Die Befahrbarkeit der Wiesen soll dadurch erreicht werden, daß der Wasserstand einige Wochen vor der Heuernte abgesenkt wird.

Bei der Festlegung der Mähzeitpunkte werden Probleme des Artenschutzes (z.B. die Anforderungen der Wiesenbrüter) berücksichtigt. Ein zeitlich gestaffeltes Mähkonzept verhindert ferner, daß große zusammenhängende Wiesenbereiche in einem Arbeitsgang komplett gemäht werden. Des weiteren werden die Flächen, orientiert an den Charakterarten des Loisach-Kochelsee-Moors, nach den Gesichtspunkten des Arten- und Biotopschutzes optimiert. Geeignete Leitarten hierfür sind insbesondere wiesenbrütende Vogelarten, wie der Große Brachvogel, der Wachtelkönig und das Braunkehlchen. Neu angelegte wechselfeuchte Senken sowie 10 m breite Brachstreifen an jährlich wechselnden Stellen lassen diese Arten auch im Frühjahr bereits Deckung und ausreichend Nahrung finden.

Die langfristigen Möglichkeiten und Grenzen der Grünlandextensivierung werden im Rahmen einer Begleituntersuchung dokumentiert.

2. Modellprojekt: Integration der traditionellen Streuwiesenbewirtschaftung in moderne landwirtschaftliche Betriebe (Landschaftspflegehöfe)

Das reizvolle Landschaftsbild und der Artenreichtum des Loisach-Kochelsee-Moors ist in weiten Bereichen auf die kleinbäuerliche Nutzung der Feuchtlflächen zur Streugewinnung zurückzuführen. Das Überleben der Wiesenbrüter (Großer Brachvogel, Wachtelkönig und Braunkehlchen) beispielsweise hängt in dieser Moorlandschaft eng von der Fortführung der Streuwiesenbewirtschaftung ab. Nur noch wenige Kleinbauern verwenden jedoch Streu bei der Viehhaltung in ihrem Stall. Die meisten größeren Betriebe betreiben inzwischen Ställe mit modernen Schwemmenmistungsanlagen, die zur Reinigung regelmäßig mit Wasser gespült werden. In diesem Stall muß nicht mehr von Hand täglich eingestreut werden. Die alte Art der Viehhaltung ist also bei niedrigem Viehbestand und damit geringem Einkommen sehr arbeitsintensiv.

Trotz finanzieller Förderung nach dem im Bay-NatSchG verankerten Erschwernisausgleich, sind die kleinen landwirtschaftlichen Betriebe langfristig nicht mehr existenzfähig. Die Kinder dieser Landwirte haben bereits andere Berufe erlernt und werden den elterlichen Betrieb nicht mehr fortführen. Es ist deshalb abzusehen, daß die meisten dieser landschaftserhaltenden Kleinbetriebe in den kommenden zehn Jahren aus Altersgründen ihre Landwirt-

schaft aufgeben werden. Wenn sich keine Betriebe finden, die die Mahd dieser Streuwiesen dann noch fortführen, werden ihre Streuwiesen brach fallen. Es ist zwar denkbar, daß ein Teil dieser Streuwiesen vorübergehend durch künstliche Pflegemaßnahmen erhalten werden kann. Aber eine künstliche, aus der landwirtschaftlichen Nutzung herausgelöste Pflege dieser Streuwiesen zieht neben den eigentlichen Mahdkosten zusätzlich noch hohe Organisations-, Transport- und Entsorgungskosten nach sich. Deshalb sollte in Streuwiesengebieten die Verwendung von Streu im Stall unbedingt auf Dauer gesichert bleiben. Vor allem größere Streuwiesenlandschaften können langfristig wahrscheinlich nur erhalten werden, wenn die Streuwiesenmahd auf landwirtschaftlich sinnvolle Weise wieder in moderne Betriebe integriert werden kann.

In einem Pilotprojekt mit Modellcharakter für die Moore des Alpenvorlandes bauen derzeit drei Landwirte im Loisach-Kochelsee-Moor wieder einen Festmiststall, in dem die das Mähgut von Streuwiesen künftig wieder verwertet werden. Besonders gut geeignet für die Verwendung von Streu erscheinen Laufstallsysteme. In Getreideanbaugebieten wurden in der Vergangenheit bereits verschiedene Festmist-Laufstallsysteme mit Stroh erprobt. Derartige Stallsysteme sollen jetzt im Loisach-Kochelsee-Moor mit dem Mähgut von Streuwiesen betrieben werden. Einige weitere Landwirte in anderen Gebieten (z.B. zwei Betriebe bei Au/RO) sind diesem Beispiel bereits gefolgt, bzw. sogar vorausgegangen, klagen aber noch über zu geringen Streuanfall (MAIER mdl.). Da die drei Modellbetriebe ohnehin einen neuen Stall bauen wollten, fielen mit der Umstellung des Stallsystems keine zusätzlichen Umbaukosten an. Die Neubaukosten eines Laufstalles entsprechen etwa den Baukosten eines konventionellen Güllestalles. Auch wenn man den täglich notwendigen Arbeitsaufwand betrachtet, können sie mit Schwemmentmistungsställen durchaus konkurrieren. Automatische Einstreu- und Entmistungsanlagen ersparen einen großen Teil der anstrengenden Handarbeit. Landwirtschaftlich gesehen ist die Rinderhaltung in einem Festmistlaufstall sogar sinnvoll, denn Kühe die sich auf einer weichen Streuauflage im Stall frei bewegen können bleiben gesünder. Gelenkerkrankungen, wie sie Kühe häufig bekommen, wenn sie jahrelang auf Betonsplattböden oder Gitterrosten stehen, sind in diesem Stall seltener.

Eine erhebliche Zusatzbelastung stellt für diese Betriebe jedoch die jährliche Streuwiesenmahd dar. Da sie auf Dauer einen sehr hohen Streubedarf haben

(jeder Betrieb) muß etwa 20-25 ha/Jahr mähen) lohnt sich für die Landschaftspflegehöfe die Anschaffung von Spezialmaschinen, die eine rationelle und dabei bodenschonende Mahd der Streuwiesen ermöglichen (z.B. breite Traktorbereifung, die den Auflagedruck auf den weichen Moorböden verringert). Damit die Landschaftspflegehöfe mit konventionellen Betrieben wirtschaftlich konkurrieren können, muß ihnen der mit der Streuwiesenmahd verbundene Mehraufwand an Maschinen und Arbeitszeit entgolten werden.

Da sich diese Bauern mit dem Bau ihres Festmiststalles auf Dauer von der Bewirtschaftung weiterer Streuwiesen abhängig gemacht haben, garantiert das Bayerische Umweltministerium, dieses Pilotprojekt auf 20 Jahre zu fördern. In den vergangenen 10 Jahren zeigte sich in der Praxis, daß die Höhe des Erschwernisausgleichs nur auf verhältnismäßig trockenen Böden den arbeitstechnischen Mehraufwand ausgleichen kann. Viele der nassen, schwerer bewirtschaftbaren Flächen liegen heute brach, während die leichter bewirtschaftbaren Streuwiesen im Gegensatz zur früher landwirtschaftlich üblichen Praxis auch noch bei spärlichem Aufwuchs alljährlich gemäht werden.

Dabei brauchen die meisten Streuwiesen aus ökologischen Gründen nicht jedes Jahr gepflegt zu werden. Auf vielen Streuwiesen stellt sich eine größere Artenvielfalt ein, wenn die Mahd nur alle zwei bis drei Jahre durchgeführt wird. Durch Einführung einer systematischen Wechselmahd (wie sie im letzten Jahrhundert auch durchaus üblich war) werden die Landschaftspflegehöfe eine nach den Gesichtspunkten des Arten- und Biotopschutzes optimierte Streuwiesenpflege auch auf schwer bewirtschaftbaren, abgelegenen Moorflächen gewährleisten. Ein weiterer Vorteil der Wechselmahd besteht darin, daß jeder dieser Landschaftspflegehöfe statt der landwirtschaftlich notwendigen 20-25 ha nach wenigen Jahren bereits etwa 50 ha Streuwiesen betreuen kann, ohne daß sich die Pflegekosten dadurch erhöhen werden.

Neben dem besonders effektiven Einsatz staatlicher Subventionen bleibt auch der organisatorische Aufwand für die Naturschutzbehörden relativ gering. Denn im Rahmen eines von Fachleuten entworfenen Pflegekonzeptes sollten die Landschaftspflegebauern grundsätzlich wie früher, je nach Witterung und Bodenverhältnissen selbst entscheiden, wann sie die einzelnen Flächen mähen wollen.

Tabelle 4/4

Entwicklungsschwerpunkte für Streuwiesen (Landkreise mit Alarm- und Notstandssituation). Erläuterung von **G**(anz)-, **F**(ragment)- und **R**(elikt) - Flächen im Text

Reg. Bez./Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Mittelfranken				
AN	Kappelwasen und Heglauer-Wasen östlich Ornbau Quellgebiet der Aurach N Neuendettelsau Wörnitztal S Hesselberg NSG Großlellenfelder Moor		*	
ERH	Teichgebiet um Mohrhof Quellmoore am Albanstieg bei Eckental		*	
FÜ	Talgründe zwischen Fernabrünst, Großhabersdorf und Unterschlausersdorf Teichkette bei Oberreichenbach Teichgebiet NW Roßendorf		*	* *
NEA	Nordabfall Hohe Steig zwischen Marktbergel und Oberzenn Scheine- Oberlauf N Oberscheinfeld Haslach- Oberlauf bei Oberrimbach		*	
RH	Kalkflachmoor am Auer Berg Quellmoore bei Hausen			
WUG	Anlauer- Quellgebiet NW Nennslingen Brombachmoor NE Gunzenhausen Hahnenkamm- Hänge bei Hechlingen Möhrenbachtal bei Möhren Schambachtal E Treuchtlingen		*	
Oberfranken				
BA	Quellmoore E Scheßlitz Oberes Leinleitertal um Oberleinleiter			
BT	Quellgebiet des Roten Mains am Craimoosweiher Moosbachaue Hangmoore im Oberen Püttlachtal E Pottenstein			
CO	Oberes Rodachtal bei Roßfeld Oberes Lautertal bei Rottenbach		*	*
FO	Fürstenquellen E Hetzles Albanstieg SE Kunreuth Untere Mark und Aischgrund bei Schlammersdorf		*	
HO	Rehauer Tanning Regnitz- Quellgebiet um Nentschau			

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Oberfranken				
KC	Quellsümpfe der Tirschner Ködel Grümpeltal S Effelter Dobergrund und Kremnitzau zwischen Teuschnitz und Tschirn			
KU	Lindauer Moor Quellsümpfe im Oberen Steinachtal			
LIF	Quellsümpfe Buchrangen S Klosterlangheim Quellsümpfe im Lauterbach und Dörizgrund SE Staffelberg Quellnischen an den Flanken des Weismaintals			*
WUN	Alte Wiese bei Schatzbach Weihergebiet W Neuhaus/Eger Teichgebiet E Erkersreuth			
Unterfranken				
AB	Lohrtal SE Heigenbrücken Oberer Kahlgrund um Kleinkahl Oberhübner Wald bei Stockstadt Oberes Hafenlohrtal E Weibersbrunn		*	*
HAS	Hainbachtal W Ibind Quellhänge S Fitzendorf N Birnfeld Ehemaliges Haßfurter Moor bei Kleinaugsfeld/Knetzgau Bramberger Wald und Teil der Urwiese bei Unfinden		*	*
KG	Vermoorungen im Neuwirtshäuser Forst/Oberes Feuerbachtal NSG Grundwiese bei Marienthal Premich- Oberlauf um Gefäll und Steinberg Sinngrund E Riedenburg		*	
KT	Quellmoor im NSG Kranzer Bibart- Quellgebiet E Dornheim			*
MIL	Aubachtal SW Wildensee SW Breitenbuch Marsbachtal			*

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Unterfranken				
NES	Lange Rhön im Gebiet zwischen Melpertser Rasenberg und NSG Schwarzes Moor Quellgebiet des Eisgrabens SE Gangolfsberg		*	
SW	Grettstädter Riedwiese und Umgebung am Unken- und Froschbach Riedwiesen am Unkenbach W Sulzheim Röst bei Unterspießheim Struthwiesen bei Hesselbach		*	
WÜ	Zeubelrieder Moor N Ochsenfurt Quellmoore W Albertshausen		*	*
Oberpfalz				
AS	Weihergebiet SE Lintach Vilstal zwischen Freihung und Vilseck Kalkflachmoor bei Schalkenthan		*	*
CHA	Dampfbachau NE Zeltendorf Schwarzach- Oberlauf um Waldmünchen und bei Ulrichsgrün Quellsümpfe E Schillertswiesen			
NEW	Eschenbacher Weihergebiet Creußenaue bei Bärnwinkel Waldauer Weg bei Leuchtenberg Pfrentschwiesen N Eslarn		*	
NM	Quellgebiet der Weißen Laaber E Neumarkt bis Deining Deusmauer Moor Lengenfelder Moor Im "Weiherholz" bei Pyrbaum		*	*
R	S des Erlenbruchs "Im Holzboden" S Tiefenthal Talaue der Großen Laaber E Schierling Quellmoor bei Unterlaiching			*
SAD	Lindauer Quellmoor Obere Ascha- Aue bei Schönsee Moorkomplexe um Kulz und Winklarn		*	

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Oberpfalz				
TIR	Wiesau- Aue S Oberteich Wondreb Aue W Wondreb NSG Hirschberg- und Heideweiher E Immenreuth Quellsümpfe bei Waldeck und Kemnath		*	
Niederbayern				
DEG	Schüttwiesen S Frischersdorf im Isarmündungsgebiet bei Gilsenöd/Osterhofen Obermooser Streuwiesen bei Alholming NSG Schuttholzer Moor Adlerstreuwiesen Lallinger Streuwiesen Donau- Aue bei Niederalteich		*	* * * * *
DGF	Königsauer Moor Vilstal bei Witzelsdorf N Wildenschönau Kollbach - Aue Rustorf Schneiderberg-Ruhsam		* *	* *
DGF	Hangquellmoor bei Walpertsstetten Hangquellmoor bei Baiersdorf W Niederviehbach E Loiching E Teisbach		* * * *	* *
FRG	Reschwessertal bei Kreuzberg Klosterfilz bei St. Oswald Sonnenwald S Schöfweg		* *	
KEH	NSG Sippenauer Moor Heiligenstädter Moos bei Neustadt Talaue Große Laaber zwischen Ober- und Niederleierndorf Forstmoos bei Aiglsbach Abenstal bei Lindkirchen		* *	* *
LA	Mettenbacher Moos E Thonahusen N Kreuzthann			

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Niederbayern				
LA	SE und NE Sachsenhausen bei Winkelsbach S Thal bei Froschgrub bei Ulrichsried N Kleinvohberg bei Wurmsham E Ernstgraben			
PA	Jandelsbrunner- Wegscheider Hügelland Gaißatal W Ritzing Feuchtgebietskomplexe bei St. Salvator/Riederts sham		*	*
PAN	Poitner Quellbereich des Sulzbachs Nupplinger Au Altbachtal und Aichbachtal bei Reslberg Haidberg Willing - Straße Gerer FND Bachham Jägerndorf Hangwiese Kornöd bei Obertrennbach		*	*
REG	Stockau- Wiesen W Zwiesel Quellsümpfe N Einöd- Geiskopf Quellsümpfe um Todtenau			
SR	NSG Brandmoos bei Wiesenfelden NSG Hammerweihermoor Quellsümpfe SW Welchenberg Quellgebiet des Erlbachs bei Kraburg, N Geiselhöring E Asbach E Allkofen		*	*

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Oberbayern				
AÖ	Steinhausener Quellnischenmoor		*	
	Bucher Moor	*		
	Kalkflachmoor Zogl		*	
	Flachmoor bei Siedelsberg		*	
	Hangflachmoor Reit		*	
	bei Näglstall		*	
	Flachmoor bei Birnbach			*
	bei Augassen			*
	bei Speck			*
	Hangquellmoor bei Queng			*
	bei Maierhof			
BGL	Haarmoos		*	
	Hangquellmoore Thenlohe/Anger			
	Quellmoore Wetzelsberg bei Teisendorf			
	Saaldorf			
DAH	Amperaeue zwischen Feldgeding und Neuhimmelreich		*	
	Vermoorungen im Glonnal zwischen Weichs-			*
	Petershausen und Glonnbercha			
	W Randelsried			*
	Quellmoor N Thalhausen			*
	Quellmoor SW Haag			*
	bei Schillhofen S Röhrmoos			*
	E Riedenzhofen			*
zwischen Ebersried und Egenburg			*	
N Gramling			*	
EBE	Kalkflachmoore und Hangquellmoore im Kupferbachtal	*		
	S Glonn			
	Gutterstädter Streuwiese		*	
	Hangquellmoor bei Schlipfhausen			
	Quellsumpf bei Kraiß			
Quellgebiet der Forstinninger Sempt				
ED	Viehlaßmoos bei Gaden		*	
	Quellmoor an der Gfällach			*
	Ehemalige Flutrinnen am Freisinger Buckel			*
	S Unterhofkirchen			*
	NE Adlberg am Kirchlerner Bach			*
	E Hinterhaumberg			*
Quellmoor Schwillachquellen			*	
EI	Schuttertal zwischen NAssenfels und Mühlhausen			
	Schambachtal S Pfünz			

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Oberbayern				
FFB	Ampermoos S Grafrath	*		
	Überackermoos		*	
	Amper-Aue bei Esting			*
	Graßlfinger Moor		*	
	Haspelmoor und Maisach-Quellgebiet			*
	Quellmoor W Klotzau			*
	Quellmoor S Unteraltling			*
FS	Freisinger Moos bei Stünzhausen und Giggenhausen		*	
	Pfannenwiese SE Massenhausen			*
	Ampertal bei Haindlfing und Quellmoore, Amperleite bei Wippenhausen		*	
	Ampertal bei Thonstetten			*
	Talrand Amper W Haag/Amper		*	
	NW Kammerberg			*
	bei Schönbichl			*
	Ortsrand Reichersdorf			*
	W Holzdohl			*
	Hangquellmoor Giesenbach		*	
LL	Ammersee - Süd	*		
	Ampermoos	*		
	Hangquellmoore an den Lechleiten bei Apfeldorf/Epfach und Mundraching			
	Paar-Quellgebiet bei Kaltenberg			*
	Verlorener Bach bei Geretshausen			
	Moorkomplexe bei Abtsried/Staatsforst Bayerdießen			
M-S	Niedermoorreste zwischen Mooschwaige und Langwieder See		*	
	Schwarzhölzl N Feldmoching			*
M-Lkr.	S Deininger Weiher		*	
	Quellmoor bei Goldachhof			*
	Hangquellmoore im Kupferbachtal			*
MB	Mariensteiner Moor		*	
	Stubenbacher Moor			
	Quellmoore SW Taubenberg			*
	Leitzach-Aue bei Osterhofen			
	W Seehamer See/Wattersdorf		*	
	Quellmoore Niklasreuth/Sonnenreuth bei Moosrain			
	Thalhammer Streuwiese			
	Linner Wiese		*	

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Oberbayern				
MÜ	Kalkquellmoor Maitenbeth W Kriegsstatt E Neumarkt St. Veit bei Honau Isental W Weidenbach		*	*
ND	Flachmoor- Reste in der Paartal- Aue bei Hörzhausen Quellmoor- Relikt bei Aschelsried Paartal- Aue und Quellsümpfe bei Waidhofen Schuttertal N Bergen S Maxweiler			*
PAF	Paartal E Beuern Paar Aue Kühmoos im Ilmtal S Geisenfeld Hangquellmoor N Preinerszell zwischen Gschwend und Weikenhausen um Geroldshausen NW Schweitenkirchen Rand Klingenholtz SW Menzenbach bei Euernbach W Ilmried E Hernrast Oberstimmer Schacht westliches Feilenmoos S Manching		*	*
Schwaben				
A	ehemalige Flutrinnen in der Lech- Aue im Haunstettener und Siebentischwald Reichenau bei Mödishofen Laugnatal zwischen Adelsried und Welden Hangquellmoor bei Döphshofen		*	*
AIC	Quellmoor Silberbrünndl S Motzenhofen Ecknach- und Kabisbach- Aue SE Schafhausen Mandlachtal bei Mandlach Niedermoor Schimmelwiesebach Hangmoor Koppenzell Rohrbacher Hangflachmoor Feuchtkomplexe W Ober- und Untermauerbach Feuchtkomplex bei Ganswies Lechauen zwischen Mering und Kissing		*	*
DLG	Dattenhauser Riede Gundelfinger Moos Wittislinger Moor "Im Hoppen" bei Wertingen Quellmoor bei Steinheim Quellmoor bei Altenbaindt		*	*

Fortsetzung Tab. 4/4

Reg. Bez. /Lkr.	Entwicklungsschwerpunkte	G	F	R
Schwaben				
DON	NSG Mertinger Höll		*	
	Wendinger Ried		*	
	Wörnitztal SE Harburg		*	
	"Priel" bei Brünsee		*	
	Donauheide "Quell" bei Tapfheim			*
	Quellmoor Riedgraben bei Laub			*
	Segloher Moor			*
GZ	Donaumoos SE Riedhausen		*	
	Bremental SW Jettingen			
	Federmähder E Reisenburg			
	Niedermoorkomplex Oberrohr			
	Mindelrieder Paradies			
	Günztal bei Deisenhausen			*
MN	Quellmoor NSG Benninger Ried		*	
	Pfaffenhauser Moos		*	
	Hundsmoor		*	
	Salgener Moos			*
	Quellmoor W Saulengrainer Wald		*	
	Waldmoore um Türkheim-Berg			*
	Niedermoor an der Vorderen Gutnach		*	
	NE Trunkelsberg			
	Neufnach- Seitental zwischen Markt Wald und Oberneufnach			
	Hillental E Nassenbeuren			*
	Tiefenthal bei St. Anna		*	
Westernach- Aue zwischen Apfeltrach und Saulengrain				
NU	Obenhauser Ried E Illertissen		*	
	Gannertshofer Ried		*	
	Finninger Ried E Neu- Ulm		*	
	Tannenhärtle im Rothtal			*
	Wasenlöcher bei Illerberg			
	Bibertal bei Meßhofen			*

5 Technische und organisatorische Hinweise

Das Abschlußkapitel dieses Bandes gibt Hinweise zur Technik, Organisation, Förderung und fachlichen Betreuung der Pflege und Entwicklung von Streuwiesen-Lebensräumen.

Das erste Kapitel ([Kap. 5.1](#)) beschäftigt sich mit der Technik der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen und geht insbesondere auf die Tauglichkeit von Mähgeräten, Heubringungsgeräten und Geräten für Entbuschungsarbeiten ein. Das zweite Kapitel ([Kap. 5.2](#), S. 358) wendet sich Fragen der Organisation und Förderung zu.

Das dritte Kapitel ([Kap. 5.3](#), S. 359) befaßt sich mit der fachlichen und wissenschaftlichen Betreuung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen.

5.1 Technik der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen

(Bearbeitet von U. Schwab)

Arbeitsgeräte bei der Pflege und Entwicklung von Streuwiesen, Quellmooren und Quellsümpfen werden vor allem bei der Mahd und bei der Gehölzbe-seitigung eingesetzt. Nachfolgend werden Hinweise gegeben, welche Geräte sich für den Pflegezweck eignen und welche nicht.

Eine ausführliche Darstellung der Mähtechnik findet sich ferner im Kap. 5.1 des LPK-Bandes II.6 "Feuchtwiesen".

5.1.1 Geräte zur Durchführung der Mahd und des Mulchens

Die Auswahl der Mähgeräte hängt ebenso wie die Wahl des Schnittzeitpunktes in Streuwiesen sehr stark von der Tragfähigkeit des Bodens und vom augenblicklichen Nässezustand ab. Grundsätzlich sollen nur möglichst leichte Schnitt- und Heubringungsgeräte, die eine geringe Bodenauflast erzeugen, eingesetzt werden.

Nach wie vor das für die meisten Bestandstypen am besten geeignete und umweltfreundlichste Mähgerät ist die Handsense. Wegen des enormen Bedarfs an Pflegepersonal und der hohen Pflegekosten wird deren Einsatz allerdings auf ganz wenige, besonders empfindliche bzw. hochwertige, kleine Bereiche beschränkt bleiben:

Der Einsatzbereich einer Motorsense liegt vor allem in der Regeneration verfilzter bzw. leicht verbuschter Brachen in "schwierigem", kleinreliefiertem bzw. strukturreichem Gelände. Mit aufgeschraubter Metallscheibe lassen sich Gehölze bis etwa 3 cm Stammdurchmesser problemlos abschneiden. Wegen ihrer vergleichsweise geringen Arbeitsgeschwindigkeit und der Lärm- bzw. Abgasbelastungen für das Pflegepersonal eignen sie sich kaum für großflächigen Einsatz.

Unter den Mahd-Fahrzeugen erlauben einachsige Balkenmäher die schonendste Form der Mahd. Trotz

ihres vergleichsweise hohen Wartungsaufwands sollten Doppelmesserbalken Fingermähbalken vorgezogen werden, weil sie gegenüber verholzten Stengeln bzw. Grashorsten sowie Boden-unebenheiten unempfindlicher sind.

- Einachsige Motormäher zeichnen sich gegenüber zweiachsigen Mähern oder Schleppern durch eine höhere Geländegängigkeit und -anpassungsfähigkeit aus, sie eignen sich daher besonders für:
 - steilere Hang- Streuwiesen (über ca. 5° Neigung);
 - kleinreliefierte Flächen, bei einer maximalen Mähbalkenbreite von 60 cm auch für Buckelrelief (WÖRLE 1992, mdl.);
 - mit Schleppern schwierig erreichbare, abgelegene Flächen geringer Größe.

Für großflächige Tal- und (See)Becken-Streuwiesen eignet sich am besten ein seitlich oder hinten am Schlepper montierter Doppelmesserbalken mit einer Arbeitsbreite von ca. 1,8 m. Gegenüber Kreiselmähwerken gleicher Arbeitsbreite zeichnen sich die Doppelmesserbalken durch eine geringere Schädigung der Kleintierwelt aus (vgl. HEMMANN et al. 1987). Auch die Verwendung von Scheibenmähwerken ist naturschutzfachlich gut vertretbar. Nach der Mahd bleibt das Mähgut oft einige Tage zur Trocknung (Gewichtsabnahme!) liegen und wird danach mit dem Ladewagen aufgeladen und abtransportiert.

Beim Einsatz von Schleppern und Ladewägen in Streuwiesen ist stets auf eine möglichst geringe Bodenauflast zu achten.

Die Auflastminderung durch Spezialbereifung steigt in folgender Reihenfolge an: Gitterreifen, Breitreifen, Zwillingbereifung oder "Terra"reifen (Niederdruckreifen bis 0,3 bar!). Für Zwilling- und Breitreifen ist zur Auflastverminderung ein Fahren mit wenig Luftdruck (möglichst <0,8 bar) günstig. Gitterreifen verursachen durch Abschälen der Grasnarbe gelegentlich Vegetationsschäden.

Das größte Auflastproblem ergibt sich jedoch nicht für die Schlepper, sondern für die beladenen Ladewagen, für die üblicherweise nur Breitreifen angewendet werden können (Parallel- oder Tandemachsen sind vorwiegend nur auf großen Ladewagen mit großer Eigenlast, Zwillingbereifung bzw. Gitterreifen nur bei Spezialladern im Bergeinsatz üblich). Dementsprechend ist es mit zunehmender Nässe des Bodens notwendig, möglichst kleine Ladewagen und spezielle Zwillingbereifung zu verwenden sowie gegebenenfalls nicht voll zu beladen.

Die Kontaktfläche Reifen/Boden und damit der Druck kann mit folgenden Mitteln gemindert werden:

- Montage von Breit- oder Gitterreifen;
- Absenken des Reifen-Luftdrucks auf bis zu 0,3 bar;

- Verwendung einer Terrabereifung auf besonders nassen Flächen;
- Verwendung möglichst kleiner, leichter Ladewägen auf der Fläche.

Das Befahren der Flächen bei sehr nassem Boden (während oder bald nach ergiebigen Niederschlägen) ist zu vermeiden, es sind möglichst trockene Verhältnisse abzuwarten. Beim Befahren mit normal ausgerüsteten Schleppern besteht die Gefahr des Versackens.

Die Schnittgutbergung kann auf besonders wenig tragfähigen Teilflächen und auf über ca. 5° steilen Hangstreuwiesen mit einer Plane vorgenommen werden. Auf größeren Streuwiesen sollte das Schnittgut zunächst mit kleinen Ladewägen aufgenommen werden und anschließend auf befestigten (geschotterten) Wegen ggfs. in großen Ladewägen gesammelt und weggebracht werden.

Das Mähgut kann im Einzelfall auf gemähtem Grünland zur weiteren Trocknung ausgebreitet, mit Kreiselheuern gewendet und entweder in loser Form oder als stark gepreßte Rundballen zur Winterlagerung gebracht werden. Für die Rundballenherstellung ist eine möglichst weite Abtrocknung des Mähgutes erforderlich (Vorteil der Sommermahd!), da ansonsten Schimmelprozesse einsetzen, die insbesondere die Verwertung als Futter unmöglich machen.

Zur Erstpflege verbuschter Streuwiesenbrachen kann unter bestimmten Bedingungen (s. Kap. 2.1.1.6 und Kap. 4.2.2.1.1) ausnahmsweise ein Schlegelmulchgerät eingesetzt werden, das in einem Arbeitsgang den Altgrasaufwuchs und Stämme bis etwa 5 cm Durchmesser abzuschlagen vermag (AID 1991: 12). Damit durch die unvermeidlich hohen Tötungsverluste möglichst keine Tierart bestandsgefährdend dezimiert wird, werden folgende Einschränkungen empfohlen:

- Ein Arbeitseinsatz mit einem Schlegelmulchgerät sollte nie eine komplette Brachfläche umfassen, vielmehr soll ein Streifenmuster von ca. 10 m breiten, geschnittenen und ungeschnittenen Streifen im Wechsel entstehen; die als Brache verbliebenen Streifen sollen erst im Folgejahr freigeschnitten werden;
- die in einem Jahr durch einen Schlegelmulcheinsatz regenerierte Fläche sollte die Größe von ca. 1 ha in einer größeren Pflegeeinheit (ca. 20 bis 50 ha) nicht überschreiten.

Damit die abgeschlagene Phytomasse ggfs. beseitigt werden kann, sollte sie möglichst grob gehäckselt werden.

5.1.2 Geräte zur Durchführung von Entbuschungen

Entbuschungen und Entwaldungen sollten mit der Motorsäge durchgeführt werden, wenn die Stammholzdicke des abzuräumenden Holzes eine Stärke von ca. 5 cm überschreitet. Sollen die Baumstümpfe ebenerdig abgesägt werden, was unabdingbar ist, wenn die Streuwiesen-Flächen danach gemäht werden sollen, so empfiehlt es sich, die Motorsägen

zuvor mit Widia-Ketten auszustatten (WÖRLE 1992, mdl.). Widia-Ketten sind gegen das Abstumpfen weniger empfindlich als die handelsüblichen Ketten für Motorsägen. Denn bei einem ebenerdigen Entfernen der Baumstümpfe läßt es sich vielfach nicht vermeiden, gelegentlich die Säge ins Erdreich laufen zu lassen.

Für das Nachschneiden von Wurzelsprossen und Stockausschlägen werden normalerweise keine Motorsägen benötigt. Am besten eignen sich hierfür manuelle Arbeitsgeräte wie Astscheren mit langen Greifarmen und kurzen Schneidezangen oder die sogenannten Waldteufel. 2 bis 3 cm starkes Austriebsholz läßt sich auch mit der Motorsense oder den üblichen maschinellen Mahdgeräten niederhalten, Holztriebe bis zu etwa 5 cm Durchmesser können auch mit Schlegel- oder Sichelmulchgeräten abgeschlagen bzw. abgeschnitten werden, deren Einsatz jedoch nur in sehr begrenztem Rahmen zulässig ist (AID 1991: 12, vgl. Kap. 5.1.1, S. 357).

Die Sicherheitsbestimmungen der Berufsgenossenschaften sind zu beachten.

5.2 Organisation und Förderung

(Bearbeitet von U. Schwab)

In diesem Kapitel wird auf einige Aspekte der Organisation und Förderung der Streuwiesenpflege und -entwicklung eingegangen. Es beginnt mit einer Sammlung von Gesichtspunkten, die in Förderprogrammen zur Pflege und Entwicklung von Streuwiesen-Lebensräumen Berücksichtigung finden sollen (Kap. 5.2.1). Anschließend wird auf organisatorische Aspekte aufmerksam gemacht (Kap. 5.2.2, S. 359).

5.2.1 Förderprogramme

Die Bayerische Staatsregierung stellt zur Aufrechterhaltung von naturschonenden Bewirtschaftungsweisen und zur Biotoppflege umfangreiche finanzielle Mittel bereit, die auch gezielt zur Streuwiesenpflege und -entwicklung eingesetzt werden sollen. Inhalte und Modalitäten der Förderpraxis werden im LPK als Grundlagenwerk nicht dargestellt, sie sind jeweils aus den Förderrichtlinien und Durchführungsvorschriften der Förderprogramme zu entnehmen. Vielmehr werden Hinweise gegeben, wie sich eine naturschutzorientierte Förderpraxis durch Pflegeprogramme besser umsetzen läßt als bisher.

Sämtliche für Streuwiesen-Lebensräume vorgesehenen staatlichen Pflegeprogramme sollten sich an folgenden Grundpfeilern orientieren:

Längerfristige Vertragsvereinbarungen zwischen Maßnahmenträger und unteren Naturschutzbehörden !

Landschaftspflegeleistungen können für Landwirte nur dann eine berufliche Perspektive darstellen, wenn sie ihnen ein dauerhaftes Einkommen in Aussicht stellen.

Größere Flexibilität des Vertrags-Grundtextes !

Die bayernweit sehr unterschiedliche Agrarstruktur und die oft schon landkreisinternen Klimaunterschiede können eine möglichst genaue Anpassung der Pflegezeiträume an die örtlichen Gegebenheiten erfordern. Außerdem sollten auch Rotationspflegeverfahren bzw. jährlich wechselnde Pflegemethoden vertraglich in einem groben Rahmen vereinbart werden können.

Bis zu welchem Grad (hinsichtlich Weidezeitraum, -dauer und Besatzdichte) eine extensive Beweidung auf den einzelnen Bestandstypen förderungsfähig ist, bedarf noch weiterer Untersuchung.

Die Förderhöchstsätze sind der Kostenentwicklung anzupassen!

Damit die Attraktivität der Programme erhalten bleibt, sollten die Fördersätze an die Kostenentwicklungen angepaßt werden.

Förderung der Festmist- und Tiefstreustallwirtschaft!

In streuwiesenreichen Regionen bedeutet die Förderung streuverbrauchender Landwirtschaften indirekt einen höheren Bewirtschaftungsgrad von Streuwiesen.

Hochwertige Gebiete prioritär fördern!

Eine besondere Priorität bei der Förderung sollte solchen Streuwiesen-Lebensräumen zukommen, die nach den in Kap. 1.10 aufgestellten Kriterien als "besonders hochwertig" einzustufen sind.

5.2.2 Organisatorische Aspekte

Die für eine naturschutzorientierte Streuwiesenpflege und -entwicklung unumgängliche Koordination erfordert ein umfassendes Management. Für diese Aufgabe eignen sich z.B. Landschaftspflegeverbände, auf Ortsebene auch aufgeschlossene Bauern. Das Management sollte möglichst praxisnah sein und sich in Betriebsabläufe integrieren lassen; dies gilt insbesondere für die Verwendung der Streu. Die Organisation ist in angemessener, d.h. motivierender Form zu entlohnen. Die Organisation sollte auf möglichst unterer Ebene (Landkreisebene) erfolgen und neben Pflegeaspekten (Rotationsmahd, Entscheidung, ob und in welchem Umfang Streu- oder Moosheunutzung) auch die genossenschaftliche Anschaffung moderner, für einzelne Landwirte nicht rentabler Arbeitsgeräte beinhalten (Zwillings- oder Terrabereifung kostet z.B. 15.000 - 25.000 DM).

Der Einsatz ortsansässiger Pflegekräfte, vorrangig Landwirte, ist dem Einsatz ortsfremder Pflegetrupps vorzuziehen. So kann die traditionelle Moorsheunutzung an Ort und Stelle und die Einbindung des Ernteguts in den landwirtschaftlichen Betriebskreislauf gewahrt bleiben bzw. wieder aufleben. Außerdem gewährleistet die Verteilung der Bewirtschaftung auf zahlreiche Pflegekräfte eher die aus ökologischer Sicht anzustrebende kleinteiligere bzw. zeitlich gestaffelte Pflege.

Ebenfalls eine gute Pflegeorganisation ist durch Naturschutzverbände auf Landkreisebene oder regionale Schutzgemeinschaften zu erwarten.

Bei fehlender Schnittgutverwertung vor Ort könnten ggf. auch außerlandwirtschaftliche Betriebe in die Pflegeorganisation eingebunden werden (z.B. dezentrale Energieunternehmen, denen das Schnittgut möglichst kostenlos gegen Selbstabholung für eine thermische Nutzung zur Verfügung gestellt werden könnte).

5.3 Wissenschaftliche und fachliche Betreuung

(Bearbeitet von B. Quinger)

Um die Auswirkungen von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu ermitteln und zu dokumentieren, sind wissenschaftlich durchgeführte Erfolgskontrollen unverzichtbar. Insbesondere für Streuwiesen-Lebensräume, die sich nach den im Kapitel 1.10 aufgestellten Kriterien als "besonders hochwertig" einstufen lassen, ist vielfach ein Zusatzaufwand an wissenschaftlicher und fachlicher Betreuung zu den Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen notwendig. In erster Linie gilt dies für Streuwiesen-Lebensräume, die mit besonders hochwertigen Pflanzen- und Tierarten (Kap. 1.10.1) bestückt sind, seltene Pflanzengemeinschaften (Kap. 1.10.2) oder Verzahnungen mit anderen hochwertigen Lebensraumtypen (Kap. 1.10.4) aufweisen. Besonders hochwertige Streuwiesen-Lebensräume sollten zunächst vorrangig bei der Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen (PEPL) berücksichtigt werden. Zu ausgewählten Pflanzen- und Tierarten sind Populationskontrollen wünschenswert.

Die Entwicklung der Vegetationsbeschaffenheit (vor allem auf Renaturierungsflächen) ist über Dauerflächen zu verfolgen, die mit Vermessungsnägeln sicher zu markieren sind. Zudem sollten zu diesen Dauerflächen Lagepläne angefertigt werden, die das Wiederauffinden dieser Dauerflächen gewährleisten. In Streuwiesen- und Quellried-Beständen sollten die einzelnen Dauerflächen 20 m² groß angelegt werden, um das Minimum-Areal dieser wiesenartigen Pflanzengemeinschaften einigermaßen einzulhalten (vgl. ELLENBERG 1956: 18).

Für pflanzensoziologische Aufnahmen reichen die Skala von BRAUN-BLANQUET (1964) bzw. die in der neueren Zeit häufig verwendete Skala nach REICHEL & WILMANN (1973) völlig aus. Um die Sukzessionsschritte auf den Dauerflächen genau zu erfassen, sind diese Aufnahmemethoden jedoch zu grob und daher ungeeignet.

Alle Pflanzenbestandsaufnahmen auf Dauerflächen sollten daher nach der von PFADENHAUER et al. (1986) vorgeschlagenen Methode erfolgen, oder nach Aufnahmeverfahren, die sich im wesentlichen an die Aufnahmeverfahren von W. SCHMIDT (1974) und LONDO (1975) anlehnen. Wie bei der bekannten klassischen Aufnahmemethode von BRAUN-BLANQUET (1964), handelt es sich bei

LONDO und SCHMIDT um kombinierte Verfahren, die Abundanz und Dominanz berücksichtigen.

Das von PFADENHAUER et al. (1986) vorgeschlagene Verfahren ist weniger differenziert als die Verfahren nach LONDO und SCHMIDT und bietet die Vorteile

- auch auf kleinen Versuchspartzen (von 1 - 5 m² Größe) eindeutig anwendbar zu sein;
- durch die gröbere Schätzska kommen verschiedene Bearbeiter mit einer größeren Wahrscheinlichkeit zu denselben Schätzergebnissen. Wenn von vorneherein feststeht, daß die Dauerbeobachtung von verschiedenen Personen durchgeführt werden muß, so empfiehlt es sich, das gröbere Verfahren zu wählen, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Nach dem Verfahren von LONDO und SCHMIDT bzw. nach Anlehnungen dieser Verfahren zu arbeiten, wie es N. MÜLLER (1988) oder der Verfasser

dieses Kapitels in zahlreichen mehrjährigen Versuchen vorgenommen haben, bietet sich an,

- wenn die personelle Kontinuität gewahrt bleibt
- und mit Parzellengrößen von ca. 20m² Fläche gearbeitet werden kann.

Änderungen der Dominanzwerte wie Zunahmen, Abnahmen oder Fluktuationen einzelner Arten lassen sich mit den feineren Verfahren wesentlich schärfer und präziser erfassen. Die Reaktion von Problemarten, aber auch von Zielarten läßt sich deutlicher verfolgen.

Das vom Verfasser modifizierte und in eigenen Untersuchungen* bewährte Aufnahmeverfahren ist so abgestuft, daß jederzeit zu Vergleichszwecken eine Rückführung in die Verfahren von BRAUN-BLANQUET oder REICHELDT & WILMANNNS möglich ist. Das Verfahren und die Skaleneinteilung unseres Aufnahmeverfahrens ist im Kap. 5.3 des LPK-Bandes II.1 "Kalkmagerrasen" ausführlich dargestellt.

* Dauerflächen zum Projekt "Wiederherstellung und Neuschaffung von Magerrasen", in Auftrag gegeben vom LfU.

6 Anhang

6.1 Literaturverzeichnis

- ABEL, W. (1962): Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert.- 336 S., Stuttgart.
- ABSP- Landkreisebände (1987- 1991): i.A. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU).- Unveröff.; München.
- ACHTZIGER, R.; SCHOLZE, W. & SCHUSTER, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Landwanzen (Heteroptera, Geocorisae).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 87-95.
- AID (Auswertungs- u. Informationsdienst f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Bonn) (1991): Technik der Landschaftspflege.
- AL-MUFTI, M.M., SYDES, C.L., FURNESS, S.B., GRIME, J.P. & BRAND S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation.- Journ. Ecol. 65: 759-791.
- ANDO, Y. & HARTLEY, J.C. (1982): Biology of a long winged form of *Conocephalus discolor* (Thunberg).- Entomologia exp. appl. 32: 238-241.- In: MARSHALL, A. & HAES C. M. (1988): Grasshoppers and allied insects of Great Britain and Ireland.- Harley Books; Colchester; 254 S.
- ANWANDER, H. & STROHWASSER R. (1993): Vergleichende faunistisch-floristische Untersuchungen in Streuwiesen mit Erschwernisausgleich-Verträgen, Moorweiden, Brachen und aufgedüngten Moorwiesen.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierungen von Schwaben und Oberbayern.
- ARENS, R. (1989): Versuche zur Erhaltung und Wiederherstellung von Extensivwiesen.- Telma Beih. 2: 215-232; Hannover.
- ARETIN (1795): Die Donaumooskulturgeschichte.- Mannheim
- ASSMANN, O. & LIPSKY, H. (1989): Projekt "Regentaläue zwischen Cham und Pöding", 1. Zwischenbericht.- Landratsamt Cham, unveröff.
- ATWELL, B.J.; VEERKAMP, M.T.; STUIVER, B. & KUIPER, P.J.C. (1980): The upstake of phosphate by *Carex*-species from oligotrophic to eutrophic swamp habitats.- Physiol. Plant. 49: 487- 493.
- AURICH, C. (1987): Vegetation weidebelasteter und streugemähter Kopfbinsennieder im Vergleich am Beispiel der NSG Ellbach und Kirchseemoor (TÖL).- Unveröff. Gutachten beim Alpeninstitut; München.
- BAKKER, J.P., DEKKER, M. & DE VRIES, Y. (1980): The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings.- Acta Bot. Neerl. 29 (5/6): 469-482.
- BAKKER, J.P. & DE VRIES, Y. (1985): Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden.- Natur u. Landschaft 60 (7/8): 292-296.
- BANDORF, H. & LAUBENDER, H. (1982): Die Vogelwelt zwischen Steigerwald und Rhön. 2: Limikolen-Ammern.- Schriftenreihe des Landesbunds für Vogelschutz in Bayern; Münnerstadt/Schweinfurt.
- BANSE, G. & ASSMANN, O. (1988): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG "Viehlaßmoos".- Unveröff. Gutachten am Bayer. Landesamt Umweltschutz; München.
- BANSE, W. & BANSE, G. (1985): Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern.- Ber. ANL 9: 33-36.
- BARTELS, R. & WATERMANN, E.A. (1981): Einfluß der N-Düngung auf die Trittfestigkeit und Tragfähigkeit von Hochmoorgrünland.- Zt. Kulturtechn. Flurber. 22: 365-370.
- BAUER, S. (1982): Pflegemaßnahmen in Streuwiesengebieten; Entstehung, Wert und frühere Bewirtschaftung von Streuwiesen sowie Auswirkungen heutiger Pflege auf ihre Tierwelt.- Diss. Universität Tübingen.
- BAUMANN, R. (1985): Beeinflussung der Böden und Vegetation eines Hangmoores durch randlichen Eintrag am Beispiel Gritschen, Samerberg (NSG).- Dipl. Arb. am Institut für Geographie der LMU München, unveröff.
- BAUMANN, S. (1855): Die Geschichte des Marktes Murnau.
- (1897): Die Moore und die Moorkultur in Bayern.- Forstl.-naturwiss. Zt. VI (11): 393- 415.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (LBP) (1966): Gutachterliche Stellungnahme zu moortechnischen und bodenphysikalischen Erhebungen anhand von Bohrlöchern in Bichl.- München.
- BAYERISCHE STAATSREGIERUNG (1992): Antwort vom 5.5.1992 auf die Interpellation der Abgeordneten Glück, Diethei, Müller et al. vom 7.8.91.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1986a): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Bayern. Selbstverlag, München.
- (1986b): Feuchtgebiete.- 4. Aufl., München.
- (Hrsg.) (1991): Neufassung der Roten Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Selbstverlag; München.
- BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken: beobachten, bestimmen.- Neumann-Neudamm, 216 S.; Melungen.

- (1987): Libellen: beobachten, bestimmen.- 271 S.; Melsungen.
- BERGMANN, A. (1951-1955): Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands.- Band 1-5.; Jena bzw. Jena und Leipzig (Urania).
- BEZZEL, E. (1989): Die Vogelwelt des Murnauer Moooses: Erfolgskontrolle der Ausweisung eines Naturschutzgebietes.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz: 95: 61-78.
- BEZZEL, E., LECHNER, F. & SCHÖPF, H. (1983): Das Murnauer Moos und seine Vogelwelt.- Jb. Ver. Schutz Bergwelt 48: 71- 114.
- BEZZEL, E., STIEL, K. (1977): Biologie des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in den Bayerischen Alpen.- Anz. orn. Ges. Bayern 16: 19.
- BINK: In WEIDEMANN, H.-J. (1988: 166): Tagfalter: Biologie - Ökologie - Biotopschutz, Band 2.- 372 S; Melsungen.
- BITSCH, C., HOFMANN, I. & SCHWAB, U. (1987): Gräben als Bestandteil eines Verbundsystems für Pflanzen.- Unveröff. Manuskript eines Oberseminars am Lehrstuhl für Landschaftsökologie II der TUM Freising-Weihenstephan.
- BLAB, J. (1980): Reptilienschutz, Grundlagen - Probleme - Lösungsansätze.- Salamandra 16 (2): 89-113.
- (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.- 2. Aufl., 257 S; Greven.
- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge, Ökologie und Schutz von Tagfaltern und Widderchen.- Naturschutz aktuell 6: 135 S; Greven.
- BLAB, J. & VOGEL, H. (1989): Amphibien und Reptilien: Kennzeichen, Biologie, Gefährdung.- 143 S; München (BLV-Verlag).
- BLAB, J., BLESS, R., NOWAK, E., RHEINWALD, G. (1989): Veränderungen und neuere Entwicklungen im Gefährdungs- und Schutzstatus der Wirbeltiere in der Bundesrepublik Deutschland.- Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 29: 9-37.
- BLANK, G., HAASE, R., POHLA, A. & SÖHMISCH, R. (1991): Landschaftsökologische Perspektiven für das Freisinger Moos.- Festschrift 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr. Dr.h.c. W. Haber (Hrsg. DUHME, F., LENZ, R. & SPANDAU, L.): 70-86; Freising.
- BOCKWINKEL, G. (1990): Unsere Kulturlandschaft als Lebensraum für Graswanzen (STENODEMINI, MIRIDAE, HETEROPTERA).- Verh. Westd. Entom. Tag 1989: 265-283.
- BÖHNERT, W. & HAMEL, G. (1988): Zur gegenwärtigen Situation des Kleinen Knabenkrauts (*Orchis morio* L.) in der DDR - Populationssituation, Schutz und Betreuung.- Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 28 (2): 101-119; Berlin.
- BÖHNERT, W. & HEMPEL, W. (1987): Nutzungs- und Pflegehinweise für die geschützte Vegetation des Graslandes und der Zwergstrauchheiden Sachsens.- Naturschutzarbeit in Sachsen 29: 3-14.
- BOLLER-ELMER, K.C. (1977): Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensivgrünland auf Streu- und Mooswiesen.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 63: 103 S.; Zürich.
- BONESS, N. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd.- Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere 42: 225- 277.
- BOSSHARD, A., ANDRES, F., STROMEYER, S. & WOHLGEMUTH, T. (1988): Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes - Folgerungen für den Naturschutz.- Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 54: 181-220.
- BRABETZ, R. (1978): Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegeversuch im Spessart.- Natur und Museum 108 (5): 147- 151.
- BRÄU, M. (1987): Die Entomofauna einiger Vegetationstypen in den Kendlmühlfilzen, Heuschrecken - Wanzen - Schmetterlinge.- Diplom-Arbeit am Institut für Landschaftsökologie II der TUM Freising-Weihenstephan, unveröff.; Freising.
- BRÄU, M. & HÖLZEL, N. (1992): Zustandserfassung mit Pflege- und Entwicklungsplan NSG "Vogelfreistätte Ammersee-Südufer" Teil 1: Zustandserfassung - Fortführung Teil: Fauna.- Unveröff. Gutachten, 75 S.; Regierung von Oberbayern, Höhere Naturschutzbehörde; München.
- BRAUN, M. (1989): Zum Vorkommen der Säugtiere in Baden-Württemberg, Entwurf einer Roten Liste (Stand 1988).- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege 64/65: 145-201.
- (1990): Zusammenhänge zwischen Schneedecke, gefrorenen Böden und Gülleabschwemmung.- Diss. ETH 91/70; Zürich.
- BRAUN, W. (1968): Die Kalkflachmoore und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften im Bayerischen Alpenvorland.- Diss. Bot. 1, Lehre.
- (1970): Bestimmungübersicht für die Kalkflachmoore und deren wichtigsten Kontaktgesellschaften im Bayerischen Alpenvorland.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 42: 109-138.
- (1972): Möglichkeiten zum Schutz von Eiszeitpflanzen in bayerischen Mooren. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 7: 111-117.
- (1974): Niedermoore und Streuwiesen als Lebensstätten besonderer Pflanzen und Probleme ihrer Erhaltung.- Seminar "Arten und Biotopschutz für Pflanzen" der Bayerischen Naturschutzakademie, 21./22.11.1974. Manuskript. (9S.); unveröff.
- BRAUN, W. (1983): Die Pfeifengras-Streuwiesen (MOLINION) des Murnauer Moooses und ihre Standortverhältnisse.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 54: 187-214.

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie.- 3. Aufl.; Wien und New York.
- BRAUN, W. & MICHLER, G. (1977): Das Herrschinger Moos zwischen Ammersee und Pilsensee (Oberbayern).- Mitt. Geograph. Ges. 62: 41-74.
- BRAUNHOFER, H. (1978): Die Vegetation westlich des Staffelsees und ihre Standortbedingungen. Diss. TU München, Institut f. Botanik und Pflanzenphysiologie.
- BREUNIG, W., SCHALITZ, G., SCHNEIDER, E. (1973): Einfluß der Kaliumvorratsdüngung auf Ertrag und Bestandesentwicklung und Futterqualität einer Mähfläche auf Niedermoorgrünland.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 17: 333-339.
- BRIELMAIER, W. & KÜNKELE, S. (1970): Zur Verbreitung von *Spiranthes aestivalis* (POIR.) RICH. in Baden-Württemberg.- Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 38: 8-33.
- BRIEMLE G. (1978): Pioniergehölze auf Moorbrachen in Abhängigkeit vom Moortyp.- Telma 8: 153-169.
- (1980a): Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland.- Diss. Bot. 57, 286 S.; Lehre.
- (1980b): Verbreitungsschwerpunkte von Gehölzen auf gestörten Mooren Süddeutschlands.- Natur und Landschaft 55 (2): 64-67.
- (1981): Formen der Verbuschung und Sekundärbewaldung auf gestörten Mooren Südwestdeutschlands.- Telma 11: 135-148.
- (1985): Vegetations- und Standortentwicklung auf Niedermoor unter dem Einfluß verschiedener Pflegemaßnahmen, erste Tendenzen nach fünf Versuchsjahren.- Telma 15: 197-221.
- (1986): Vergleich der N-Mineralisation mit der N-Zahl Ellenbergs am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland.- Natur und Landschaft 61: 423-427.
- (1987): Erste Ergebnisse aus einem Streuwiesenversuch der LVVG Aulendorf und Folgerungen für die praktische Biotoppflege. In: WEISSER, H. & KOHLER, A.: Feuchtgebiete: Ökologie, Schutz, Gefährdung.- 267 S.; Bad-Wurzach.
- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht.- Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 60.
- BROCKSIEPER, R. (1977): Ökologische Untersuchungen über die Beziehungen zwischen der Verbreitung der Saltatorien und dem Mikroklima ihrer Lebensräume.- Dissertation Universität Bonn.
- BROSINGER, F. (1991): Mögliche Grundkonflikte bei Pflegemaßnahmen (Entbuschung, Entwaldung, Rodung) aus forstlicher Sicht.- Redemanuskript zur Informationstagung hauptamtlicher Naturschutzkräfte an den Landratsämtern; Laubau, 16 S., unveröff.; an der Regierung v. Oberbayern und an der Oberforstdirektion München.
- BRUCKHAUS, A. (1988): Biotopschutz durch extensive Beweidung am Beispiel der Enzian-Schillergrasrasen.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 84: 125-133.
- BRUDI, M. (1995): Vergleichende Untersuchung über die Auswirkungen der Bewirtschaftungsformen, Beweidung und Mahd auf die Vegetation von Kalkflachmooren im Alpenvorland.- Dipl. arb. TUM - Weihenstephan, Lehrstuhl Landschaftsökologie II (unveröff.; Veröff. geplant).
- BRÜLL, H. (1980): Die landschaftsbiologische Bedeutung der Greifvögel - Grundlage für den Greifvogelschutz.- Materia Medica Nordmark 32.- In: BLAB, J. (1986: 118): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 24; Bonn-Bad Godesberg.
- BÜCHER, E. (1987): Beweidung auf Hochlagenmooren und ihre Auswirkung auf Standort, Vegetation und Ertrag am Beispiel des Hörmooses im Allgäu.- Dipl. arb. Univ. Ulm.
- BUCHWALD, R. (1983): Ökologische Untersuchungen an Libellen im westlichen Bodenseegebiet. In: Der Mindelsee bei Radolfzell. Monographie eines Naturschutzgebietes auf dem Bodanrück.- Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 11: 539-637.
- BUDERATH, B. & MAKOWSKI, H. (1986): Die Natur dem Menschen untertan. Ökologie im Spiegel der Landschaftsmalerei; Deutscher Taschenbuch Verlag.
- BUNDESAMT FÜR FORSTWESEN, BÜRO FÜR NATURSCHUTZ UND UMWELTFRAGEN (1980): Unterhalt von Feuchtgebieten in der Schweiz.- Zürich.
- BUNZA, G. (1978): Vergleichende Messungen von Abfluß und Bodenabtrag.- Veröff. Österr. MaB-Hochgeb.progr. Hohe Tauern, Band 2: 315-334.
- BURMEISTER, E.-G. (1980): Die Tierwelt der Moore (Moorbewohnende Fauna).- In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.) (1980): Moor- und Torfkunde: 21-38.- E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- (1982): Die erste faunistische Bestandsaufnahme im Murnauer Moos.- In SCHWARZ, M. (1982) (Hrsg.): Die Fauna des Murnauer Moores - Faunistische Bestandsaufnahme eines Naturschutzgebietes in Oberbayern.- Entomofauna, Supplement 1: 5-22.
- CAJANDER, A. (1935): Über die fennoskandischen Formen der Kollektivart *Carex polygama* SCHKUHR.- 117 S.; Helsinki.
- CHWASTEK, M. (1963): The influence of nutritional soil resources, especially phosphorus content, on the dominance of *Molinia caerulea* (L.) Moench in

- the meadow sward.- Poznan Soc. Friends of sci., sect. Agric. and Sylvicult. sci., 14: 277- 356.
- CLAUSNITZER, H.-J. (1989): Zur Verbreitung und Ökologie der Schlangen im Landkreis Celle.- Jahrbuch für Feldherpetologie 3: 81-95.
- CORBET, G. & OVENDEN, D. (1982): Pareys Buch der Säugetiere, alle wildlebenden Säugetiere Europas.- 240 S.; Verlag Parey; Hamburg.
- DEMARMELS, J. (1978): Trockenstandorte als Biotopinseln für Schmetterlinge und Heuschrecken.- Diplomarbeit an der ETH Zürich, unveröff.
- DEMPSTER, J.P., KING, M.L. & LAKHANI, K.H. (1976): The status of the swallowtail butterfly in Britain. Ecological Entomology, I: 71-84. In THOMAS, J.A. (1989: 167): Rare Species Conservation: Case Studies of European Butterflies.
- DETZEL, P. (1985): Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60: 345- 360.
- (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera).- 364 S.; Dissertation Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
- DIEMER, M.W. & PFADENHAUER, J. (1987): Effects of differential defoliation on shoot growth, density and phytomass of three graminoids in a calcareous fen.- Oikos 50: 183-190.
- DIENER, O. (1931): Geschichte der Besiedlung und Kultivierung des Erdinger Moores.- München
- DIENST, M. et al. (1986): DBV- NSG Wollmatinger Ried.- Jahresbericht 1985.
- DIERSSEN, B. & DIERSSEN, K. (1984): Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 39: 1-512.
- DIETL, W. (1975): Die landschaftsökologische Bedeutung der Flachmoore, Beispiel Davallseggenrieder.- JB. Ver. Schutze d. Alpenfl. - u. -Tiere 40: 47-56.
- (1980): Ertragspotential der Alpweiden bei standortgemäßer Bewirtschaftung.- Bayer. Landw. Jb. 57 (5): 612-623.
- DOLEK, M.; GEYER, A. & KRAUS, W. (1994): Die Bewirtschaftung der Moore im bayerischen Alpenvorland.- Weide und Mahd im Vergleich.- Unveröff. Gutachten Reg. v. Obb. und Reg. v. Schwaben.
- DÖRFLER, P. (1936): Die Allgäu-Trilogie, 3 Bd.
- DRACHENFELS, O. von (1983): Tierökologische Kriterien für die Sicherung und Entwicklung von vernetzten Biotopsystemen.- Pilotstudie im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz.
- DRANGMEISTER, D. (1982): Artenschutz für unscheinbare Tiere am Beispiel der in der Bundesrepublik Deutschland heimischen Wanzen (exclusive Miridae).- Diplomarbeit Universität Hannover.
- DROSTE, M., NENTWIG, W. & VOGEL, M. (1980): Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung.- Berichte ANL 4: 86- 91.
- DUFFEY, E. (1977): The Re-establishment of the large copper butterfly *Lycaena dispar batava* Obth. on Woodwalton Fen National Nature Reserve, Cambridgeshire, England, 1969-73.- Science Publishers Ltd; England.
- DUHME, F., BANSE, G. & ASSMANN, O. (1986): Entwicklungskonzept für Niedermoorlebensräume in München.- Band 1: Analyse und Programmteil. Lehrstuhl für Landschaftsökologie TU München-Weihenstephan; 162 S.
- DU RIETZ, E. (1954): Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der Nord- und Mitteleuropäischen Moore.- Vegetatio 5/6: 571-585.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991a): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 1, Tagfalter I. Ulmer; Stuttgart.
- (1991b): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 2, Tagfalter II. Ulmer; Stuttgart.
- EGGELSMANN, R. (1990): Ökohydrologie und Moorschutz. In: GÖTTLICH, K.-H. (Hrsg): Moor- und Torfkunde.- Stuttgart.
- EGGELSMANN, R. & SCHUCH, M. (1976): Moorhydrologie.- In: GÖTTLICH, K.-H. (Hrsg): Moor- und Torfkunde.- Stuttgart.
- EGLOFF T. (1987): Gefährdet wirklich der Stickstoff (aus der Luft) die letzten Streuwiesen? Natur und Landschaft 62: 476- 478.
- (1983): Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (MOLINION).- Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich 50: 119- 148.
- (1984): Richtlinien zur Bewirtschaftung und Pflege von Riedern und Mooren im Sinne des Naturschutzes.- 55 S.; Hrsg. Schweizerischer Bund für Naturschutz (SBN), Basel.
- (1986): Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 89:1-183.
- EHMKE, W., FLIEGER, B., KOHLER, U. & WILDENMANN, K. (1980): Naturschutzplanung am Beispiel des Stettfelder Bruches bei Bruchsal.- Verh. Ges. f. Ökologie 8: 253- 267.
- EICKE-JENNE J. (1960): Sukzessionsstudien in der Vegetation des Ammersees in Oberbayern.- Bot. Jb. 79 (4): 447-520.
- EIMERN van J. & HÄCKEL, H. (1979): Wetter- und Klimakunde.- 3. Aufl., 269 S., Stuttgart.
- EINHELLINGER, A. (1976): Die Pilze in primären und sekundären Pflanzengesellschaften oberbayerischer Moore, Teil 1.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 75-149.

- (1977): Die Pilze in primären und sekundären Pflanzengesellschaften oberbayerischer Moore, Teil 2.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 48: 61- 146.
- ELBERSE, W.T., BERGH, J.P. van den & DIRVEN, J.G. (1983): Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy-clay soil.- Neth. J. agric. Sci. 31: 63-68.
- ELLENBERG, H. (1952): Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie, Band II.- Stuttgart: Ulmer
- (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde - Einführung in die Phytologie IV/1, 136 S., Stuttgart.
- (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.- 3. Aufl., 998 S.; Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELMES, G. & THOMAS, J. (1987): Die Gattung *Maculinea*.- Institute of Terrestrial Ecology, Furzebrook Research Station, GB-Wareham, Dorset.- In: SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume, Arten - Gefährdung - Schutz; S. 354-368; Basel.
- ELSNER, O. & MEIEROTT, L. (1994): Die Fitzen-dorfer Wollgraswiese.- *Hoppea* 55: 37-63.
- EMMET, A.M. & HEATH, J. (1990): The Butterflies of Great Britain and Ireland.- 370 S.; Harley Books; Colchester.
- FAAS, J. (1993): Einfluß von Beweidung auf Moorvegetation.- Unveröffentlichte Diplomarbeit an der FH Freising-Weihenstephan.
- (1994): Problemorientierte Bestandsaufnahme der Moorvegetation im Bereich der Gemeinde-weide Eschenlohe.- Dipl. arb. FH Weihenstephan.
- FALKNER, G. (1992): Beitrag zur Roten Liste der Mollusken.- LfU-Berichte, Beiträge zum Artenschutz 15: 47-55.
- FAVRE, J. (1936, 1937, 1939): Champignons rares ou peu connus des hauts marais.- Bulletin de la societe Mycologique de France 52: 129-146; 53: 271-296; 55: 196-219.
- FEIGE, W. (1977): Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden.- Geol. Jb. F4: 175-201.
- FINCKH, B. (1953): Streu- und Feuchtwiesen im nördlichen Ufergebiet (Ergebnisse und Beobachtungen über die Entwicklungsmöglichkeiten der Streuwiesen).- Diss. TU München.
- (1954): Streu- und Futterwiesen im nördlichen Ufergebiet des Chiemsees. Bayer. Landw. Jb. 31: 1-36.
- (1960): Umbruchlose Verbesserung ertragsarmer Streuwiesen.- Bayer. Landw. Jb. 37: 91-119.
- FINK, G. (1975): Zur Makrolepidopterenfauna des Hohenlandsberggebietes bei Uffenheim in Mittelfranken.- *Atalanta* 6 (4): 237-245.
- FISCHER, A. & PFADENHAUER, J. (1991): Rote Liste von Pflanzengesellschaften; Möglichkeiten, Probleme und Alternativen.- Naturschutz und Landschaftsplanung 23 (6): 229-232.
- FISCHER, R. (1982): Flora des Rieses.- 551 S.; Verein Rieser Kulturtage e.V. (Hrsg.); Nördlingen.
- FORD & FORD (1930): In EMMET, A.M. & HEATH, J. (1990): The Butterflies of Great Britain and Ireland.- 370 S.; Harley Books; Colchester.
- FRAHM, F.-P. & FREY, W. (1983): Moosflora.- 522 S.; Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- FRÖMEL, R. (1980): Die Verbreitung im Schilf überwinternder Arthropoden im westlichen Bodenseegebiet und ihre Bedeutung für Vögel.- *Vogelwarte* 30: 218- 254.
- FRUHSTORFER, H. (1921): Die Orthopteren der Schweiz und der Nachbarländer auf geographischer wie ökologischer Grundlage mit Berücksichtigung der fossilen Arten.- *Archiv f. Naturgeschichte* Abt.A. 87(4.6): 1-262. In: DETZEL, P. (1991: 194): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera).- Dissertation Eberhard-Karls-Universität Tübingen; 364 S.
- FURRER, O. (1975): Die Phosphorbelastung der Gewässer durch die Landwirtschaft.- Mitt. Eidgen. Anst. Forstl.Versuchswesen.
- GALLERACH, A. & WUCHERPFENNIG, W. (1987): *Dactylorhiza lapponica*: Erstnachweis für Deutschland.- *Die Orchidee* 38 (6): 306-324.
- GANZERT, C. (1987): Auswirkungen der Agrarstruktur auf die Bodennutzung in Feuchtgebieten - geschichtliche Entwicklung und zukünftige Perspektiven.- In: WEISSER, H. & A.KOHLER (Hrsg.): Feuchtgebiete: Ökologie, Schutz, Gefährdung; 273-287.
- (1992): Der Einfluß der Agrarstruktur auf die Umweltentwicklung in Feuchtgebieten - Konflikte, agrarpolitische Ursachen und Lösungsansätze.- *Urbs et regio* 59, 156 S.
- GANZERT, C. & PFADENHAUER, J. (1986): Seasonal dynamics of shoot nutrients in *Schoenus ferrugineus* (CYPERACEAE).- *Holarctic Ecology* 9: 137- 142. Copenhagen.
- GARVE, E. & FLADE, M. (1983): Die Vögel der Südheide und der Aller-Niederung.- *Celler Ber. Vogelkunde* 4: 102- 106.
- GAUCKLER, K. (1957): Die Gipshügel in Franken, ihr Pflanzenkleid und ihre Tierwelt.- *Abhandlungen der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg*, 29 (1): 1-91.
- GAYER, K. (1888): Die Forstbenutzung. - 7. Aufl.; Berlin.
- GEISER, R. (1983): Die Tierwelt der Weideland-schaften.- *Laufener Seminarbeitr.* 6/83: 55-64.
- GEISSLER, S. & SETTELE, J. (1990): Zur Ökologie und zum Ausbreitungsverhalten von *Maculinea nausithous*, BERGSTRÄSSER 1779 (*Lepidoptera*,

- Lycaenidae*.- Verh. Westd. Entom. Tag 1989: 187-193; Düsseldorf.
- GERKEN, B. (1982): Biotopkartierung Baden-Württemberg: Charakteristische Libellen der Kalkquellmoore Oberschwabens und ihre Verbreitung in Baden-Württemberg.- *Libellula* 1 (2): 2-5.
- GERNDT, S. (1978): Unsere bayerische Landschaft - ein Naturführer.- 349 S.; Prestel-Verlag, München.
- GEYER, A. & BÜCKER, M. (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Tagfalter (*Rhopalocera*).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 206-213.
- GFL (Gesellschaft für Landeskultur GmbH) (1991): Umweltverträglichkeitsstudie Bundesautobahn A6 (Europastraße E50) Amberg-Ost bis Anschlussstelle A93.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Autobahndirektion Nordbayern; 324 S., München.
- GIGON, A. & BOCHERENS Y. (1985): Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland?- Ber. Geobot. Inst. ETH., Stiftung Rübel 52: 53-65.
- GILCHER, S. (1989): Streuwiesen und ihre Beeinflussung durch die landwirtschaftliche Praxis am Beispiel der Loisach-Kochelseemoore.- Dipl. Arb. am Lehrgebiet Geobotanik der TU München-Weihenstephan; unveröff.
- (1990): Erweiterung des NSG Deusmauer Moor.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierung der Oberpfalz, 45 S.; Regensburg.
- (1993): Vegetationskundliche Studien im Deusmauer Moor.- *Hoppea* 54: 79-102.
- GILLANDT, L. & MARTENS, J.M. (1985): Schutzprogramm für Heuschrecken.- Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 10: 56 S.
- GILLANDT, L., MARTENS, M. & BOYE, P. (1985): Schutzprogramm für Säugetiere.- Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 12: 68 S.
- GLANDT, D. (1979): Beitrag zur Habitat-Ökologie von Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) im nordwestdeutschen Tiefland, nebst Hinweisen zur Sicherung von Zauneidechsen-Beständen.- *Salamandra* 15: 13-30.
- GLITZ, D. (1986): Die Großschmetterlinge des Hamburger Naturschutzgebietes Duvenstedter Brook.- Verh. Ver. naturw. Heimatforsch. Hamburg 39: 39-64.
- GLÜCK, E. & INGRISCH, S. (1989): Heuschrecken und andere Geradflügler des Federseebeckens.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 64/65: 289-321.
- GOLDSCHALT: In EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991: 290): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 2, Tagfalter II. Ulmer; Stuttgart.
- GÖRS, S. (1951): Lebenshaushalt der Flach- und Zwischenmoorgesellschaften im württembergischen Allgäu.- Veröff. Württemb. Landesst. Natursch. Landschaftspfl. 20: 169-246.
- (1958): Ein Beitrag zur Kenntnis des CREPIDO-JUNCETUM ACUTIFLORI (Br.-Bl. 15) Oberd. 56 auf basenreichen Standorten in Südwest-Deutschland.- Beitr. naturkd. Forsch. in Südwest-Dtl. 17: 8-10.
- (1963): Beiträge zur Kenntnis basiphiler Flachmoorgesellschaften, 1. Teil: Das Davallseggen-Quellmoor (CARICETUM DAVALLIANAE Koch 28).- Veröff. Landesstelle Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 31: 7-29.
- (1964): Beiträge zur Kenntnis basiphiler Flachmoorgesellschaften, 2. Teil: Das Mehlprimel-Kopfbinsen-Moor (PRIMULO-SCHOENETUM FERRUGINEI Oberd. [57] 62).- Veröff. Landesstelle Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 32: 7-42.
- (1968): Der Wandel der Vegetation im Naturschutzgebiet Schwenninger Moos unter dem Einfluß des Menschen in zwei Jahrhunderten. In: Das Schwenninger Moos. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 5: 190-284.
- (1974): Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergießen.- In: Der Taubergießen, eine Rheinauenlandschaft.- Natur- und Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ. 7: 355-399.
- (1975): Das CLADIETUM MARISCI (All. 1922) in Süddeutschland.- Beitr. naturkd. Forsch. Südwest-Dtl. 34: 103-123.
- (1977): TOFIELDIETALIA.- In OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil I: 243-272, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- GÖSSMANN, A. & WUCHERPFENNIG, W. (1992): Verbreitungsübersicht der heimischen Orchideen in Bayern.- Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen Beiheft 3; München; 138 S.
- GÖTTLICH, K.-H. (1980): Moor- und Torfkunde. - 338 S.; Stuttgart.
- GÖTZ, S. (1988): Vegetation der Bachtäler von Ilz, Großer Ohe, Kleiner Ohe und Sägwasser (Bayerischer Wald).- Dipl. Arb. am Bot. Inst. d. Universität Regensburg, unveröff.
- GRADMANN, R. (1950): Pflanzenleben der Schwäbischen Alb.- Band 1, 4. Aufl.; 449 S.; Stuttgart.
- GRANT, S.A., HUNTER, R.F. & CROSS, C. (1963): The effects of muirburning *Molinia*-dominant communities.- J. Brit. Grassl. Soc. 18: 249-257.
- GREBE, R. & GEIER, M. (1988): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG "Lange Rhön".- Unveröff. Gutachten am Bayer. Landesamt f. Umweltschutz; München.
- GREINER: In WÜST, W. (Hrsg.) (1990: 576): Avifauna Bavariae, die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit I/II.- Ornithologische Gesellschaft in Bayern, 3. Aufl.; München.

- GROSPIETSCH, T. (1982): Untersuchungen über die Thekamöbenfauna (*Rhizopoda testacea*) im Murnauer Moos.- In SCHWARZ, M. (1982): Die Fauna des Murnauer Moooses - Faunistische Bestandsaufnahme eines Naturschutzgebietes in Oberbayern.- Entomofauna, Supplement 1: 57-88.
- GRUBER, U. (1982): Die Lurche und Kriechtiere im Murnauer Moos (Amphibia; Reptilia).- In: SCHWARZ, M. (Hrsg.) (1982): Die Fauna des Murnauer Moooses - Faunistische Bestandsaufnahme eines Naturschutzgebietes in Oberbayern.- Entomofauna, Supplement 1: 125-132.
- GÜNTHER, H. (1988): Die Heteropterenfauna des Sinswanger Moooses bei Oberstaußen/Oberallgäu.- Berichte Naturforsch. Ges. Augsburg 48: 18 S.
- GUSE, U. (1980): Wandel der Wiesen im Murnauer Moos in Nutzungsweise, Artenzusammensetzung und Ausbreitung.- Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, unveröff.
- HACKER, S. (1985): Untersuchungen über den Einfluß der Beweidung auf Vegetation und Standort eines Hochlagenmoorkomplexes am Beispiel des Hörmooses im Allgäu.- Diplomarbeit am Lehrgebiet Geobotanik der TU München-Weihenstephan, unveröff.
- HAKES, W. (1987): Einfluß von Wiederbewaldungsvorgängen in Kalkmagerrasen auf die floristische Artenvielfalt und Möglichkeiten der Steuerung durch Pflegemaßnahmen.- Dissertationes Botanicae 109; 151 S., Cramer (Hrsg.), Gebr. Bornträger Verlagsbuchhandlung, Berlin u. Stuttgart.
- HARD, G. (1976): Vegetationsentwicklung auf Brachflächen.- KTBL-Schrift 195: 1-195, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas.- 475 S.; Verlag Gustav Fischer, Jena.
- (1959): Zur Biologie von *Conocephalus fuscus* (Fabr.).- Orthopterologische Beiträge, Nachr. Bl. Bay. Ent. 7 (4).
- HASSELBACH, W. (1985): *Lycaena helle* - die Zucht einer in der Bundesrepublik Deutschland vom Aussterben bedrohten Art.- Ent. Zt. 95 (6): 70-75.- In WEIDEMANN, H.-J. (1988: 292): Tagfalter: Biologie - Ökologie - Biotopschutz, Band 2.- Neumann-Neudamm; Melsungen.
- HAUSHOFER, H. (1957): Schimmel auf der Hart. Das Werden eines oberbayerischen Bauernhofs.- 129 S., Selbstverlag: Hartschimmelhof-Pähl.
- (1963): Die deutsche Landwirtschaft im technischen Zeitalter.- 290 S., Stuttgart.
- HEATH, J. & EMMET, A.M. (1983): The moths and butterflies of Great Britain and Ireland: NOCTUIDAE (part II) and AGARISTIDAE; Volume 10; Gloucester-Essex.
- HEATH, J., POLLARD, E. & THOMAS, J. (1984): Atlas of Butterflies in Britain and Ireland.- Viking, Harmondsworth.
- HECKES, U. & BEUTLER, A. (1986): Naturschutzgebiet Murnauer Moos - Zoologische Zustandserfassung und Pflegehinweise; Pilotstudie, München, unveröff.
- HEGI, G. (1925): *Fragula*. In: HEGI, G. (Hrsg.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band V, Teil 1.- 2. Aufl. von 1965 (unveränderter Nachdruck); 671 S., Berlin und Hamburg.
- HEIDEMANN: In EBERT, G & RENNWALD, E. (1991: 36f.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 2, Tagfalter II. Ulmer; Stuttgart.
- HEMMANN, K., HOPP, I. & PAULUS, H.F. (1987): Zum Einfluß der Mahd durch Messerbalken, Mulcher und Saugmäher auf Insekten am Straßenrand.- Natur und Landschaft 62 (3): 103-106.
- HENATSCH, B. (1992): Das Haarmoos.- Vogel-schutz 2: 14-19.
- HENRIKSEN, H.J. & KREUTZER, I.B. (1982): The Butterflies of Scandinavia in Nature.- 215 S.; Skandinavisk Bogforlag; Odense, Denmark.
- HERINGER, J. (1980): Wert und Bewertung landschaftlicher Eigenart.- Ber. ANL 4: 60- 75.
- HESS, H.E., LANDOLT, E. & HIRZEL, R. (1967-1972): Flora der Schweiz. - Bd. 1, 858 S. (1967); Bd. 2, 956 S. (1970); Bd. 3, 876 S. (1972); Basel und Stuttgart.
- HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT (1987): Gemeinsame Empfehlung der Landesanstalten/ämter für Umwelt, Naturschutz und Landschaftspflege zur Berücksichtigung von Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei der Extensivierung und Flächenstillegung im Bereich der Landwirtschaft.- Natur und Landschaft 62 (2): 57- 61.
- HEUSINGER, G. (1988): Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes - Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg-Gunzenhausen.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 83: 7-31.
- HEUSINGER, G., KRACH, J.E., SCHOLL, G. & SCHMIDT, H. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Kriechtiere (REPTILIA).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 35-38.
- HEYDEMANN, B. (1988): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz.- Laufener Seminarbeiträge 10/86: 9-18.
- HIEMEYER, F. (1978): Flora von Augsburg.- 332 S.; Augsburg.
- HOFFMANN, B. (1980): Vergleichend ökologische Untersuchungen über die Einflüsse des kontrollierten Brennens auf die Arthropodenfauna einer Riedwiese im Federseegebiet (Südwestdeutschland).

- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 691- 714.
- HÖLZINGER, J. (1987a): Die Vögel Baden-Württembergs, Gefährdung und Schutz, Grundlagen und Biotopschutz.- Avifauna Bad.-Württ. 1.1: 1-724; Karlsruhe.
- (1987b): Die Vögel Baden- Württembergs, Gefährdung und Schutz, Artenhilfsprogramme.- Avifauna Bad.-Württ. 1.2: 725 - 1420; Karlsruhe.
- HÖLZINGER, J., MICKLEY, M. & SCHILHANSL, K. (1973): Untersuchungen zur Brut und Ernährungsbiologie der Sumpfohreule (*Asio flammeus*) in einem süddeutschen Brutgebiet.- Anz. Ornith. Ges. Bayern 12: 176-197.
- HUNSDORFER, M. & JENNERT, S. (1992): Sammlung spezieller Arbeitsverfahren der aktiven Landschaftspflege.- Forschungsarbeit am Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Gartenbaus der TU München-Weihenstephan.
- INGRISCH, S. (1978a): Zum Verhalten mitteleuropäischer Laubheuschrecken in Temperatur- und Feuchtgradienten sowie gegenüber visuellen Reizen (*Orthoptera: Tettigoniidae*).- Dtsch. Ent. Z., N.F. 25 (IV-V): 349-360.
- (1978b): Labor- und Freilanduntersuchungen zur Dauer der postembryonalen Entwicklung einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (*Orthoptera: Tettigoniidae*) und ihre Beeinflussung durch Temperatur und Feuchte.- Zool. Anz. 200: 309-320.
- (1979): Experimentell-ökologische Freilanduntersuchungen zur Monotopbindung der Laubheuschrecken (*Orthoptera: Tettigoniidae*) im Vogelsberg.- Beitr. Naturkde. Osthessen 15: 33-95.
- (1980): Zur Feuchte-Präferenz von Feldheuschrecken und ihren Larven (*Insecta: Acrididae*).- Verhdlg. d. Ges. f. Ökologie 8: 403-410; Freising-Weihenstephan.
- (1983): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (*Orthoptera: Acrididae*).- Dtsch. Ent. Z. N.F. 30(1/3): 1-15.
- (1984): The influence of environmental factors of dormancy and duration of egg development in *Metrioptera roeseli* (*Orthoptera: Tettigoniidae*).- Oecologia 61: 254-258.
- INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE IVL(1987): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG "Deusmauer Moor".- Unveröff. Gutachten am Bayer. Landesamt f. Umweltschutz; München.
- (1988): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG "Feuerbachmoor".- Unveröff. Gutachten Bayer. Landesamt Umweltschutz; München.
- JAHN, R. (1989): Vegetation feuchter Talgründe bei Rettenbach (MTB 6940/2) im Fackensteiner Vorwald.- Hoppea 47: 333-402.
- JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch.- Acta soc. Fauna fenn. 72 (11): 1-15; Helsinki.
- JANKUHN, H. (1963): Vorgeschichte und Frühgeschichte. In: FRANZ, G.: Deutsche Agrargeschichte, Bd. I.- 1 Aufl.; Stuttgart.
- JASNOWSKI, M. (1977): Probleme und Methoden des Moorschutzes in Polen. - Telma 7: 215-239.
- JE PARK, G. (1985): Ökol. u. pflanzensoziologische Untersuchungen von Almweiden der Bayerischen Alpen.- Diss. TUM-Weihenstephan, 211 S.
- JEDICKE, E. (1990): Biotop-Verbund, Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie.- 254 S.; Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- JOHNSON, C.G. (1969): Migration and dispersal of insects by flight.- 763 S; Methuen, London.
- JORDAN, (1972): HETEROPTERA (Wanzen).- Handbuch Zoologie, 4 (2) 2/20: 11- 13.
- JÜRGING, P. & KAULE, G. (1977): Entwicklung von Kiesbaggerungen zu biologischen Ausgleichsräumen.- Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege 8: 23- 42.
- KALTENBACH, A. (1963): Milieufeuchtigkeit, Standortbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs.- Sitzungsber. Österr. Akad. Wiss. Abt. I 172.- In SCHMIDT, G.H. & BAUMGARTEN, M. (1974): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung, Eiablage und Stridulation der Saltatorien am Sperbersee im Naturpark Steigerwald.- Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg 15: 33-83.
- KAMES, P. & REINHARDT, R. (1982): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, LEPIDOPTERA I (PAPILIONIDAE, PIERIDAE, SATYRIDAE).- Entomolog. Nachr. u. Ber. Bd. 26 (Beiheft 1); Berlin.
- KAPFER, A. (1988): Versuche der Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes, Aushagerung und Vegetationsentwicklung.- Diss. Bot. 120; 144 S.; Cramer-Verlag, Berlin-Stuttgart.
- KAPFER, A. & PFADENHAUER, J. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen zur Pflege von Pfeifengras- Streuwiesen.- Natur und Landschaft 61 (11): 428- 432.
- KAULE, G. (1971): Naturschutzgebiete und ihre Nutzung für die Erholung, dargestellt am Beispiel Eggstätt-Hemhofer Seenplatte.- Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 6: 259-265.
- (1973): Die Seen und Moore zwischen Inn und Cheimsee. - Schriftenr. f. Naturschutz u. Landschaftspflege 3; München.
- (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen - Landschaftsökologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes.- Dissertationes Botanicae 27; 345 S.; Lehre.

- (1976): Spezielle Probleme des Moorschutzes.- Natur und Landschaft 51: 117.
- (1986): Arten und Biotopschutz.- 1. Aufl.; Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- KAULE, G. & SCHOBER, M. (1985): Möglichkeiten und Grenzen des Ausgleichs für Eingriffe.- Angewandte Wissenschaft, Schriftenr. des BML, 314 S., Bonn.
- KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHOBER, H.M. (1979): Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern, allgemeiner Teil, außeralpine Naturräume.- Schutzwürdige Biotope in Bayern 1: 154 S.; München.
- KLAFS, G. (1974): Das Fjällrind-Experiment im NSG Ostufer der Müritz.- Naturschutzarbeit Meckl. 17: 19-23.
- KLAPP, E. (1965): Grünland-Vegetation und Standort.- 384 S.; Berlin und Hamburg.
- (1971): Wiesen und Weiden.- 4. Aufl., 620 S., Berlin u. Hamburg.
- KEMPF, H. (1985): Zur Erhaltung der in der DDR vom Aussterben bedrohten Moorfetthenne (*Sedum villosum*).- Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 22 (2): 30-37.
- KIENZLE, U. (1979): Sukzessionen in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes.- Diss. Univ. Basel, 104 S., Sarnen.
- KIENZLE, U. (1984): ORIGANO-BRACHYPODIETUM und COLCHICO-BRACHYPODIETUM, zwei Brachwiesen-Gesellschaften im Schweizer Jura.- Phytocoenologia 12 (4): 455-478.
- KINKLER, H. & LÖSER, S. (1982): Ein Beitrag zur Nachtfalterfauna des Naturschutzgebietes "Murnauer Moos", Oberbayern, und der unmittelbaren Umgebung (*Lepidoptera*, *Macroheterocera*).- In SCHWARZ, M. (Hrsg.) (1982): Die Fauna des Murnauer Moores - Faunistische Bestandsaufnahme eines Naturschutzgebietes in Oberbayern.- Entomofauna, Supplement 1: 245-367.
- KLÖTZLI, F. (1969): Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland.- Beitr. zur Geobot. Landesaufnahme der Schweiz 52: 296 S.; Verlag Hans Huber, Bern.
- (1973): Waldfreie Naßstandorte der Schweiz.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 51: 15-39.
- (1975): Verpflanzung von Mooren.- Garten und Landschaft 85: 23- 28.
- (1978): Zur Bewaldungsfähigkeit von Mooren der Schweiz.- Telma 8: 183-192.
- (1979): Ursachen für Verschwinden und Umwandlung von MOLINION-Gesellschaften in der Schweiz.- Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde: 451- 467.
- (1980): Zur Verpflanzung von Streu- und Moorwiesen, Erfahrungen von 1969 bis 1980.- Laufer Seminarbeiträge 5/80: 41- 50.
- (1986): Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 87: 343-361.
- KNAUER, N. & GERTH, H. (1980): Wirkungen einiger Landschaftspflegeverfahren auf die Pflanzenbestände und Möglichkeiten der Bestandeslenkung durch Schafweide im Bereich von Grünlandflächen.- Phytocoenologia 7 (Festband Tüxen): 218-236.
- KNEIS, P. (1989): Vorkommen und Schutz von Korn- und Wiesenweihe (*Circus cyaneus*, *C. pygargus*) in Thüringen.- Abhandlungen und Berichte des Museums der Natur Gotha: 96-102; Gotha.
- KOCH, M. (1984): Wir bestimmen Schmetterlinge. Ausgabe in einem Band.- 792 S.; Verlag Neumann-Neudamm, Melsungen.
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene.- Jb. St. Gall. Naturwissenschaftl. Gesetz 61: 144 S.
- KOLLER, J. (1990): Geliebtes Schwarzhölzl, Schicksal einer Landschaft im Münchner Nordwesten.- 365 S.; Eigenverlag; München.
- KONOLD, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen, Teil I.- Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 52 (1): 1-200.
- KONOLD, W. & HACKEL, A. (1990): Beitrag zur Geschichte der Streuwiesenkultur im Alpenvorland, Zeitschrift f. Agrargeschichte u. Agrarsoziologie 38 (2): 176-191.
- KONOLD, W. & KOHLER, A. (1986): Landschaftsökologische Bedeutung von Kleingewässern und deren Kartierung und Bewertung in Oberschwaben.- Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim.
- KORNECK, D. (1962): Die Pfeifengraswiesen und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in der nördlichen Oberrheinebene und im Schweinfurter Trockengebiet. I. Das MOLINIETUM MEDIOEUROPAEUM.- Beitr. naturkd. Forsch. Südwest-Dtl. 21: 55-77.
- (1962): Die Pfeifengraswiesen und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in der nördlichen Oberrheinebene und im Schweinfurter Trockengebiet.- Beitr. naturkd. Forsch. Südwest-Dtl. 22: 165-190.
- (1963): Die Pfeifengraswiesen und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in der nördlichen Oberrheinebene und im Schweinfurter Trockengebiet.- Beitr. naturk. Forsch. Südwest-Dtl. 22 (1): 19-44.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und

- Biotopschutz.- Schriftenr. Vegetationskunde 19: 210 S.
- KRACH, J.E., HEUSINGER, G., SCHOLL, G. & SCHMIDT, H. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Lurche (AMPHIBIA).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 38-41.
- KRATOCHWIL, HASSLER & SCHICK: In EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 1.; Tagfalter I: 584.- Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- KRAUS, M. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Blatt-, Halm- und Holzwespen (SYMPHYTA).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 140-145.
- KRAUS, M., HEUSINGER, G. & NITSCHKE, G. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Säugetiere (MAMMALIA), ohne Fledermäuse.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 21-24.
- KRAUS, O. (1956): Millionen gegen Almosen.- Tagber.Dt. Naturschutztag (AG Beauftr.Natursch.u.Landschaftspf.), Bad Godesberg.
- KRAUS, W. (1993): Zoologisch-botanische Zustandserfassung im Bereich des Standortübungsplatzes "Sauwald" (Lkr. WM).- Unveröff. Gutachten LfU, 17 S.
- KRAUSE, J. (1940): Beiträge zum Problem wiesenartiger Halbkulturpflanzenvereine, II. Studien über den Saisondimorphismus der Pflanzen.- Beitr. Biol. Pflanzen 27.
- KRAUSE, W. (1940): Untersuchungen über die Ausbreitungsfähigkeit der Niedrigen Segge (*Carex humilis* Leyss.) in Mitteldeutschland.- Planta 31(1): 91-168.
- KRIEGBAUM, H. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Springschrecken (SALTATORIA) und Schaben (BLATTODEA).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 83-86.
- KRÜSI, B. (1981): Phenological methods in permanent plot research.- Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich (Stiftung Rübel) 75: 3-115.
- KRZYMOWSKI, R. (1951): Geschichte der deutschen Landwirtschaft.- 2. Aufl., 372 S., Stuttgart.
- KUDRNA, O. (1988): Die Tagschmetterlinge der nördlichen Hohen Rhön. 105 S.
- KUHN, K. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Libellen (ODONATA).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 76-79.
- KUNTZE, H. (1973): Moore im Stoffhaushalt der Natur - Konsequenzen ihrer Nutzung.- Landschaft und Stadt 2: 88-96.
- (1976): Bodenuntersuchungen zur Düngung von Moorgrünland.- K-Briefe 13, Fachgebiet 7, 1. Folge.
- (1984): Die Bewirtschaftung von Moorböden. 3. Zur Nährstoffverteilung in Moorböden und Probenahme für die Bodenuntersuchung.- Landwirtschaftsbl. Weser-Ems 131 (8): 26-30.
- (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- TELMA 18: 61-72; Hannover.
- KUNTZE, H. & BARTELS, R. (1984): Die Bewirtschaftung von Moorböden. 4. Die Kalkung von landwirtschaftlich genutzten Moorböden.- Landwirtschaftsbl. Weser-Ems 131 (8): 76-80.
- KUNTZE, H. & EGGELSMANN, R. (1981): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore.- TELMA 11: 197-212.
- KUNTZE, H. & SCHEFFER, B. (1984): Die Bewirtschaftung von Moorböden. 7. Zur Stickstoffdüngung der Moorböden.- Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 131 (7): 28-33.
- KUSDAS, K. & REICHL, E.R. (Hrsg.) (1973): Die Schmetterlinge Oberösterreichs, Teil 1: Allgemeines, Tagfalter.- I. A. d. Entomolog. Arbeitsgemeinschaft am OÖ. Landesmuseum zu Linz; 266 S.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU) (1992): Beiträge zum Artenschutz 15; Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111; 288 S
- LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ (1987): Kartierung des Brutbestandes der Wiesenbrüter.
- (Hrsg.) (1989): Schutzkonzept für das Wiesenbrütergebiet "Runstwiesen" im Rahmen einer Pilot-Untersuchung in den Gemeinden Offenberg und Metten, Landkreis Deggendorf sowie Mariaposching, Landkreis Straubing-Bogen.- Verband für Arten- und Biotopschutz; Kreisgruppe Deggendorf.
- (1990): Auflistung der Projekte des Arche-Noah-Fonds.- Unveröff. Mitteilungsblatt.
- LANDSCHAFTSPFLEGEVERBAND MITTELFRANKEN (1992): Landkreisweise Auflistung der 1992 durchzuführenden Landschaftspflegemaßnahmen.- Unveröff. Merkblätter.
- LANFRANCHI, M. (1983): Zur Methodik der Phosphoruntersuchung und zum Verhalten der Bodenphosphate einer Streuwiese unter dem Einfluß einer Phosphordüngung.- Diplomarbeit Lab. Bodenkunde und Geobot. Inst. ETH Zürich; 81S., unveröff.
- LANGER, H. (1958): Die Vegetationsverhältnisse des Benninger Riedes und ihre Verknüpfung mit der Vegetationsgeschichte des Memminger Tales.- Bot. Jb. 77 (4): 355-422.
- LARCHER, W. (1976): Ökologie der Pflanzen.- 2. Aufl., 320 S.; Stuttgart.

- LEDERLE-JELINEK, G. (1990): Kalkflachmoore und Kalkmagerrasen am Hesselberg (Kartenblatt 6929, Wassertrüdingen).- Diplomarbeit, Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie, Arbeitsgruppe Geobotanik der Friedrich-Alexander-Universität; 86 S.; Erlangen-Nürnberg.
- LEIBL, F. (1988): Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Kleinsäufern im Nationalpark Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung von Windwurfflächen.- Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, 81: 17-51.
- LEIBUNDGUT, H. & DAVIS, S. (1963): Untersuchungen über Grundwasserverhältnisse im Lehrwald Albisriederberg. Schweiz. Z. Forstwes. 114: 43- 59.
- LEIPPERT, S. (1978): Ökologische Untersuchungen zu den Ursachen des Schilfrückganges im Dümmer See.- Manusk. Inst. Vegetationskunde TU Hannover, 113 S.
- LENZ, E. (1972): Die Niedermoorlandschaft zwischen Unterschleißheim und Freising im Hinblick auf eine mögliche Unterschützstellung.- Diplomarbeit an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München-Weihenstephan; unveröff.
- LEON, R. (1968): Balance d'eau et d'azote dans les prairies à litière des alentours de Zurich.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 41: 2- 67.
- LIEBIG, W.-H. (1989): Bemerkungen zur Biologie von *Maculinea alcon* Schiff. (LEP., LYCAENIDAE).- Ent. Nachr. Ber. 33: 117-121.
- LINHARD, H. (1968): Naturnahe Vegetation zwischen Inn und Unterer Rott.- Ber. Naturwissenschaftlicher Verein Landshut 25: 29-43.
- LIPSKY, H. (1989): Pflegekonzept Achhalter Wiesen Simssee-Südufer (Schwerpunkt Insektenfauna).- Planungsbüro Grebe; Nürnberg; 33 S.
- LÖDERBUSCH, W. (1989): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Wasserkäfern und Wasserwanzen in den Naturschutzgebieten Federsee und Wurzacher Ried.- Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.- Württ. 64/65: 323-384.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In SCHMIDT, W. (Hrsg.): Sukzessionsforschung.- Ber. internat. Sympos. Rinteln 1973: 89-105.
- LORENZ, W. (1992): In: Vegetationskundliche und faunistische Untersuchung zur Beweissicherung Phase II, Bundesautobahn A92 München-Deggen-dorf.- GFL München.
- LORENZ, W. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Laufkäfer (CARABIDAE).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 100-109.
- LÖSER, S. (1982): Die Tagfalterfauna des Murnauer Moores, Oberbayern, und der unmittelbaren Umgebung (LEPIDOPTERA, DIURNA).- In SCHWARZ, M. (Hrsg.) (1982): Die Fauna des Murnauer Moores - Faunistische Bestandsaufnahme eines Naturschutzgebietes in Oberbayern.- Entomofauna, Supplement 1: 329-344.
- LUFTENSTEINER, H.W. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengesellschaften an vier Standorten in Niederösterreich.- Bibliotheca Botanica 35; Schweizerbart, Stuttgart.
- LUTZ, J.L. (1938): Geobotanische Beobachtungen an *Cladium Mariscus* R. Br. in Süddeutschland.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 23: 135-142.
- (1959): Zur Mooraufforstung.- Mitt. f. Landwirtschaft, Moor- und Torfwirtschaft 7: 61-86.
- LUTZ, J.L., POSCHENRIEDER, H., BECK, Th., RONDE, G., SCHMEIDL, H. & SCHWAIBOLD, J. (1957): Charakterisierung von Biozönose und Biotop des Übergangsmoorwaldes.- Forstwiss. Centralblatt 76: 9-10.
- LUTZ, J. (1990): Eignung verschiedener Nutztier-rassen zur Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten. Mitteilungen aus dem Ergänzungsstudium ökologische Umweltsicherung H. 16, Gesamthochschule Kassel (Hrsg.), 143 S., Kassel.
- MAAS, D. (1987): Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkungen auf das Samenpotential.- Diss. an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München-Weihenstephan.
- MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpolpulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäufern der Waldbiozönose.- Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz 19: 126 S.
- (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht.- Natur & Landschaft 55 (3): 91-96.
- MAGERL, CH. (1981): Bestandsaufnahme und Untersuchungen zur Habitatstruktur des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) im nordöstlichen Erdinger Moos.- Anz. orn. Ges. Bayern 20: 134.
- MALICKY, H. (1968): Freilanduntersuchungen über eine ökologische Isolation zwischen *Maculinea teleius* Bgstr. und *M. nausithous* Bgstr. (Lepidoptera, Lycaenidae).- Wiss. Arbeiten BGLD. 40: 65-68.
- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen.- Beitr. Ent. 3: 116- 162.
- MARKTANNER, T.: In EBERT, G. & RENN-WALD, E. (1991: 290): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 2, Tagfalter II. Ulmer, Stuttgart.
- (1978): Die Tagfalter des Mooregebietes Boder Moos-Riedmüllermoos-Dornweidmoos bei Isny.- Allg. Mitt. AG Naturschutz Wangen 1: 16-23.
- (1985): Die Bedeutung des Schwalbenwurzenzians als Futterpflanze von *Maculinea alcon* (LEP.: LYCAENIDAE) im oberschwäbischen Alpenvorland

- und die Verbreitung der LYCAENIDAE in diesem Raum.- Ent. Z. 95 (18): 257-263.
- MARSHALL, A. & HAES C. M. (1990): Grasshoppers and allied insects of Great Britain and Ireland.- 254 S.; Harley Books, Paperback Edition; Colchester.
- MAYER, H. (1984): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage.- 513 S.; Stuttgart-New York.
- MAYERL, D. (1989): Schutz und Pflege der Feuchtfelder in Bayern - Erfahrungen, Erfolge und Verbesserungsmöglichkeiten.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 95: 5-18.
- (1990): Die Landschaftspflege im Spannungsfeld zwischen gezieltem Eingreifen und natürlicher Entwicklung.- Natur und Landschaft 65 (4): 167-175.
- MEINEKE, J.W. (1982): Die Großschmetterlinge (MACROLEPIDOPTERA) der Verlandungsmoore des württembergischen Alpenvorlandes, Faunistisch-ökologische Untersuchungen im Komplex Niedermoor - Übergangsmoor - Hochmoor.- 495 S.; Dissertation Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
- MENHOFER, H. (1956): Interessante Schmetterlinge der Erlanger Umgebung, 6. *Minois dryas* Sc. - ein verschwindender Falter.- Erlanger Bausteine fränk. Heimatforschung 3: 110-112.
- MEUSEL, H., JÄGER, E.J. & WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, Teil I.- Kartenband; 257 S.; Jena.
- MEUSEL, H., JÄGER, E.J., RAUSCHERT, S. & WEINERT, E. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, Teil II.- Kartenband; S. 259-421.; Jena.
- MEUSEL, H. & JÄGER, E.J. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, Band III.- Kartenband; S. 422-688; Stuttgart, New York.
- MEYER, M. (1980): Die Verbreitung von *Lycaena helle* in der Bundesrepublik Deutschland (Lep.: LYCAENIDAE).- Ent.Z. 90 (20): 217-224.
- MEYNEN, E. & SCHMIDTHÜSEN, J. (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands.- Bonn-Bad Godesberg.
- MÜHLENBERG, M. (1980): Kann man mit Hilfe von Vegetationsstruktur-Messungen Veränderungen von Tiergemeinschaften bestimmen?- Ber. Int. Symp. Vegetationskunde Rinteln 1980: 309-327; Cramer, Vaduz.
- MÜLLER, N. (1988): Südbayerische Parkrasen-Soziologie und Dynamik bei unterschiedlicher Pflege.- Diss. Bot. 123; 176 S.; Berlin, Stuttgart.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1977): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 61.
- (1983): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen.- Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich 61; 226 S.
- (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 85.
- MÜNCHBERG, P. (1932): Beiträge zur Kenntniss der Biologie der Libellenunterfamilie CORDULINAE SELYS.- Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrograph. 27: 265-302.
- MURDOCH, W.W., EVANS, F.C. & PETERSON, CH. (1972): Diversity and Pattern in Plants and Insects.- Ecology 53 (5): 819-829.
- NAGY, B. (1950): Beiträge zur Kenntnis des Nahrungsbedarfs von *Dectius verrucivorus*.- Ann. Biol. Univ. Debrecen 1: 222-228.
- NEHRING, K. (1960): Agrikulturchemische Untersuchungsmethoden für Dünge- und Futtermittel, Böden und Milch.- Berlin. Parey.
- NEUMAIR, A. (1988): Vegetationsentwicklung junger Biotopneuanlagen in kultivierten Niedermoores.- Dipl. Arb. am Lehrstuhl für Landschaftsökologie II der TU München- Weihenstephan, unveröff.
- NIELSEN, E.T. (1938): Zur Ökologie der Laubheuschrecken.- Ent. Medd. 20 (2): 121-128.
- NIPPEL, F. (1982): Der Rückgang der Schmetterlinge im Raume Wermelskirchen (Bergisches Land), beleuchtet am Beispiel der Pestwurzeule (*Hydraecia petasitis*).- Entomologische Zeitschrift 92 (3): 17-25.
- NITSCHKE, G. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Vögel (Aves).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 28-34.
- NITSCHKE, G. & PLACHTER, H. (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979-1983.- 269 S.; Hrsg.: Ornitholog. Ges. in Bayern und Bayer. Landesamt für Umweltschutz, München.
- NOHL, W. (1980): Ermittlung der Gestalt und Erlebnisqualität.- In: BUCHWALD, K. & ENGELHARDT, W. (Hrsg.) (1980): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt, Band 3: 212-230.
- NOWACKI, A. (1887): Die Streunoth und die Mittel zu ihrer Abhilfe.- Aarau (Witz), 39 S.
- NOWOTNY, P. (1991): Alpwirtschaft.- Allgäuer Heimatbücher 90.
- OBERDORFER, E. (1964): Das Strauchbirkenmoor (*Betulo-salicetum Repentis*) in Osteuropa und im Alpenvorland - zur Soziologie der *Betula humilis* Schrank.- Beitr. z. Phytologie 30: 1-29.
- (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I.- 2. Aufl., 311 S.; Stuttgart, New York.
- (1979): Pflanzensoziologische Exkursionsflora.- Ulmer, Stuttgart.
- (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III.- 2. Aufl., 1050 S.; Stuttgart.

- (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 6. Auflage, 1.050 S.; Stuttgart.
- (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsch. - 2. Aufl.; 282 S.; Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart-New York.
- OBERMEIER, E. & WALENTOWSKI, H. (1987): Sukzessionsanalysen im Naturraum Vorderer Bayerischer Wald.- Diplomarbeit FH Freising-Weihenstephan.
- OOMES, M.J.M. (1977): Cutting regime experiments on extensively used grasslands.- Acta Bot. Neerl. 26 (3): 265-272.
- OOMES, M.J.M. & MOOI, H. (1981): The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland after stopping fertilization. Vegetatio 47: 233-239.
- OOMES, M.J.M. & MOOI, H. (1985): The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. In: SCHREIBER, K.H.: Sukzession auf Grünlandbrachen.- Münster'sche geographische Arbeiten 20: 59-67.
- OPPERMANN, R. (1985): Beziehungen zwischen Vegetation und Fauna in Feuchtwiesen.- Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie II der TU München-Weihenstephan, unveröff.
- (1987): Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen.- Natur und Landschaft 62 (6): 235-241.
- OSCHMANN, M. (1991): Zur Klassifizierung der ökologischen Ansprüche von Schaben (*Blattodea*) und Heuschrecken (*Saltatoria*).- Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden 18 (2): 51-57.
- OSTENDORP, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees.- Natur und Landschaft 62 (3): 99-102.
- OSTHELDER, L. (1925): Die Schmetterlinge Südbayerns und der angrenzenden nördlichen Kalkalpen. Teil I: Die Großschmetterlinge (1): Allgemeiner Teil - Tagfalter.- Beilage zum 15. Jahrgang der Mitteilungen der Münchener Entomologischen Gesellschaft; München; 166 S.
- OTTO, A. (1991): Die Wuchsortkartierung stark gefährdeter Gefäßpflanzensippen in Bayern - Methode, Ziele und derzeitiger Stand.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 102: 33-46.
- (1992): Die Vegetationsentwicklung in Naßbaggerungen der bayerischen Donauebene.- Libri Botanici 4; 115 S.; Eching.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde.- 719 S.; Wachholtz-Verlag, Neumünster.
- PASSARGE, H. (1954): Örtliche Beobachtungen über jahreszeitliche Schwankungen des Grundwasserstands.- Arch. Forstwes. 3: 475-486.
- PAUL, H. (1907): Was sind Zwischenmoore?- Österreichische Moorzeitschrift 3 (1).
- (1908): Wann sollen Streuwiesen gemäht werden?- Wochenblatt des landwirtschaftl. Vereins in Bayern 98 (39): 1034-1035.
- (1910): Die Moorpflanzen Bayerns.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 12: 138-224.
- PAUL, H. & LUTZ, J. (1941): Zur soziologisch-ökologischen Charakterisierung von Zwischenmooren.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 25: 5-31.
- PAUL, H. & RUOFF, S. (1932): Pollenstatistische und stratigraphische Mooruntersuchungen im südlichen Bayern, Teil II.- Sonderausgabe Ber. Bayer. Bot. Ges. 20: 264 S.
- PFADENHAUER, J. (1987): Bedeutung von Mooren im Alpenvorland und Maßnahmen zu ihrer Erhaltung. In: WEISSER, H. & KOHLER, A. (Hrsg): Feuchtgebiete: Ökologie, Schutz, Gefährdung; S. 225-239; Bad Wurzach.
- (1989): Gedanken zur Pflege und Bewirtschaftung voralpiner Streuwiesen aus vegetationskundlicher Sicht.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 95: 25-42.
- PFADENHAUER, J. & ESKA, U. (1986): Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt eines Schneidriedbestandes (*CLADIETUM MARISCI*).- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 87: 309-327.
- PFADENHAUER, J. & LÜTKE-TWENHÖVEN, F. (1986): Nährstoffökologie von *Molinia caerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermoores des Alpenvorlandes.- Flora 178: 157-166.
- PFADENHAUER, J. & MAAS, D. (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität.- Flora 179: 85-97.
- PFADENHAUER, J. & RINGLER, A. (1984): Aufgaben der Geobotanik in der Umweltforschung am Beispiel der Moore.- Landschaft und Stadt 16 (4): 200-210.
- PFADENHAUER, J., KAPFER, A. & MAAS, D. (1987): Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoorort durch Aushagerung.- Natur und Landschaft 62 (10): 430-434.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, R. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1.- Ber. ANL 10: 41-60.
- PFADENHAUER, J., LÜTKE-TWENHÖVEN, F., QUINGER, B., & TEWES, S. (1985): Trittbelaftung an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 45: 1-80.

- PFEUFFER, E. (1991): Bestandsentwicklung der Tagfalterfauna im Naturschutzgebiet "Stadtwald Augsburg" von 1946-1990.- Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 95: 66-77.
- PHILIPPI, G. (1960): Zur Gliederung der Pfeifengraswiesen im südlichen und mittleren Oberrheingebiet.- Beitr. naturkd. Forsch. Südwest-Dtl. 19 (2): 138-187.
- (1963): Zur Gliederung der Flachmoorgesellschaften des Südschwarzwaldes und der Vogesen.- Beitr. naturkd. Forsch. Südwest-Dtl. 22 (2): 113-135.
- (1977): PHRAGMITETEA, SCHEUCHZERIETALIA PALUSTRIS.- In OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I: 119-165, 221-234; Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart, New York.
- (1984): Moose (BRYOPHYTA).- In BLAB J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland; S. 148-151.- Kilda-Verlag, Greven.
- (1990): *Primulaceae* (Schlüsselblumengewächse).- In SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs 2.- Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- PHILIPPI, G. & GÖRS, S. (1977): CARICETALIA FUSCAE.- In OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I: 234-243; Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart, New York.
- PLACHTER, H. (1984): Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz.- Ber. ANL 8: 63-78.
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (1988): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG "Benninger Ried"; i. A. LfU München, unveröff.
- POELT, J. (1954): Moosgesellschaften im Alpenvorland I u. II.- Sitzungsber. österr. Akad. d. Wiss. Mathem.-naturw. Kl., Abt. I 163: 141-174, 496-539.
- PREISS, H. (1982): Vegetation und Nährstoffumsatz von Flachmoorbiotopen im Raum von Bad Tölz unter Berücksichtigung von Nutzungsänderungen.- Diss. TU München.
- PREUSS, G. (1980): Voraussetzungen und Möglichkeiten für Hilfsmaßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Stechimmen (HYMENOPTERA ACULEATA) in der Bundesrepublik Deutschland.- Natur und Landschaft 55 (1): 20-26.
- QUINGER, B. (1983): Die Vegetation der Bruch- und Moorwälder des zentralen Murnauer Moores.- Diplomarbeit, Institut für Pflanzenökologie und Landeskultur, Universität Hohenheim.
- (1987): Zur Wiederentdeckung von *Calamagrostis stricta* (Timm) Koeler in Bayern.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 58: 7-22.
- (1990): *Violaceae* (Veilchengewächse).- In SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs Band 2.- Ulmer Verlag, Stuttgart.
- (1993): Wiederherstellung und Neuschaffung von Magerrasen, Untersuchungsgebiete "Starnberg-Weilheim" und "Pupplinger Au".- Endbericht zur Phase III/2; 185 S.; unveröff. Gutachten Bayer. Landesamt Umweltschutz, München.
- RANFTL, H. (1988): Aktueller Kenntnisstand von Verbreitung, Bestand und Bestandstrend des Braunkehlchens in Nordbayern.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51: 79-89.
- (1989): Lebensräume, Verbreitung und Bestandsentwicklung des Braunkehlchens in Bayern.- Laufener Seminarbeitr. 3/89: 13-22.
- RAUNKIAER, C. (1934): The Life form of Plants and Stat. Plant Geography XVI, Oxford; 632S.
- (1937): Plant life forms.- Clarendon, Oxford.
- RECHINGER, K.H. (1957): *Betulaceae*. In: HEGI, G.: Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Bd. III, Teil 1.- 3. Aufl.; 504 S.; Berlin und Hamburg.
- REICHEL, G. & WILMANN, O. (1973): Vegetationsgeographie.- Braunschweig.
- REICHHOLF, J. (1988): Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen? - Laufener Seminarbeitr. 10/86: 19-24.
- REIF, A.; BAUMGARTL, Th. & BREITENBACH, J. (1989): die Pflanzengesellschaften des Grünlandes zwischen Mauth und Finsterau (Hinterer Bayer. Wald).- Hoppea 47: 194-257.
- REINHARDT, R. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, LEPIDOPTERA II (NEMEOBIIDAE, NYMPHALIDAE).- Entomol. Nachr. u. Ber. 26 (Beiheft 2); Berlin.
- REINWALD, E. (1984): Notizen zur Ökologie von *Everes argiades* (PALLAS, 1771), (LEP. LYCAENIDAE).- Atalanta 16: 88-94.
- REISE, K. (1970): Etwas zur Ökologie der Heuschrecken im Murnauer Moos.- DJN Jahrbuch 1970 7: 45-102.
- REMANE, R. (1958): Die Besiedelung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet.- Z. angew. Ent. 42: 353- 400.
- RICHARD, K.H. (1980): Torfgewinnung und Torfverwertung. In GÖTTLICH, K.-H.: Moor- und Torfkunde.- 2. Aufl., 338 S.; Stuttgart.
- RIEGER (1954): Die Pflanzenwelt im Landkreis Kelheim.- Lkr. Kelheim: 30- 35.
- RIESCH: In WEIDEMANN, H.-J. (1988): Tagfalter: Biologie - Ökologie - Biotopschutz, Bd. 2: 222; Neumann-Neudamm-Verlag, Melsungen.
- RIESCH & GARTHE: In WEIDEMANN, H.-J. (1988): Tagfalter: Biologie - Ökologie - Biotopschutz, Bd. 2: 282; Neumann-Neudamm-Verlag, Melsungen.

- RIESS, W. (1988): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern.- Laufener Seminarbeitr. 10/86: 102-115.
- RINGLER, A. (1975): Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet "Hochmoor am Kesselsee" und ihre Veränderung durch menschliche Einwirkungen.- Gutachten Bayer. Landesamt f. Umweltschutz; 57 S.; unveröff.
- (1977): Zur Erfassung der landschaftsökologischen Funktion der Moore.- Schriftenr. Naturschutz Landschaftspflege 8: 57- 70.
- (1978): Die Hochmoore und Übergangsmoore der Allgäuer Alpen: Teil I: Lage, Geologie, Morphologie.- Telma 8: 17-74.
- (1980a): Arten und Biotopschutz im Alpenvorland.- Jb. Ver. Schutz Bergwelt 45: 77-123.
- (1980b): Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen.- Ber. ANL 4: 24-59.
- (1981a): Die Alpenmoore Bayerns - Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept.- Ber. ANL 5: 4-98.
- (1981b): Feuchtgebiete Bayerns - Verluste, Bedeutung, Erhaltung. Laufener Seminarbeitr. 10/81: 25-113.
- (1982): Landschaftsgliederung, Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für die Region 18.- Materialien 33; 284 S.; Hrsg.: Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen; München.
- (1983): Die Bedeutung von Streuwiesen und Kleingewässern für den Artenschutz im Alpenvorland.- Laufener Seminarbeitr. 7/83: 66-89.
- (1984): Biotop- und Pflanzenartenschwund in ausgewählten Agrarlandschaften Bayerns.- Verh. Ges. Ökologie 14: 192.
- (1985a): Untersuchungen zur Restitution eingriffsgeschädigter Biotope in Südbayern.- Eingriffe in Natur und Landschaft durch Fachplanungen und private Vorhaben. Hrsg.: Institut für Städtebau der Deutschen Akademie für Städtebau und Landesplanung, Berlin.
- (1985b): Pflege- und Entwicklungsplan NSG Gfällach (Entwurf).- Unveröff. Gutachten Bayer. Landesamt Umweltschutz u. Reg. von Oberbayern, Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH, München.
- (1987): Gefährdete Landschaft - Lebensräume auf der Roten Liste.- Verlag 2001, Frankfurt, 197 S.
- (1988): Almökologie.- unveröff. Manusk. , ANL, 475 S.
- RINGLER, A. & ROSSMANN, D. (1986): Pflege- und Entwicklungsplan NSG Mesnerbichl (Entwurf).- Unveröff. Gutachten Bayer. Landesamt Umweltschutz u. Reg. von Oberbayern, Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH, München.
- RINGLER, A. & WEBER, J. (1986): Pflege- und Entwicklungsplan NSG "Eilbach- und Kirchseemoor".- Unveröff. Gutachten Bayer. Landesamt Umweltschutz, Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH, München.
- RINGLER, A.; WEBER, J.; WAGNER, J. u.a. (1986): Pflege- und Entwicklungsplan Murnauer Moos.- LfU (unveröff.).
- RINGLER, A., QUINGER, B. & WEBER, J. (1987): Pflege- und Entwicklungsplan zum NSG "Murnauer Moos".- Unveröff. Gutachten Bayer. Landesamt Umweltschutz u. Reg. von Oberbayern, Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH, München.
- RÖBER, H. (1949): Insekten als Indikatoren des Mikroklimas.- Naturwiss. Rundschau 2: 496- 499.
- (1951): Die Dermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung.- Abh. Landesmus. Naturkunde Westfalen 14 (1): 4-60.
- (1970): Die Saltatorienfauna montan getönter Waldgebiete Westfalens unter besonderer Berücksichtigung der Ensiferenverbreitung.- Abh. Landesmus. Naturkde. Westfalen 32 (1): 3-28.
- RÖDER, G. (1990): Biologie der Schwebfliegen Deutschlands (DIPTERA: SYRPHIDAE).- Erna Bauer Verlag, Keltern-Weiler.
- (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Schwebfliegen (SYRPHIDAE).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 189-198.
- ROSSKOPF, G. (1970): Pflanzengesellschaften der Talmoore an der Schwarzen und Weißen Laber im Oberpfälzer Jura.- Denkschriften Regensburger Bot. Ges. 22.
- ROTHERAY, G.E. (1988): Larval morphology and feeding patterns of four Cheilosia species (DIPTERA: SYRPHIDAE) associated with *Cirsium palustre* L. Scopoli (COMPOSITAE) in Scotland.- Jour. Nat. Hist. 22: 17-25.
- RYBNICEK, K. (1966): Glacial Relics in the Bryoflora of the Highlands Ceskomoravska vrchovina (Bohemian-Moravian Highlands); Their Habitat and Cenotaxonomic Value.- Folia Geobot. Phytotax. 1: 101-119; Praha.
- RUOFF, S. (1922): Das Dachauer Moor.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 17: 142-200.
- RUTHSATZ, B. (1983): Kleinstrukturen im Raum Ingolstadt: Schutz und Zeigerwert, Teil I: Hochstaudenfluren an Entwässerungsgräben.- Tuexenia 3.
- SAMBRAUS, H.H. (1987): Atlas der Nutztier-rassen.- 2. Aufl.; 272 S.; Stuttgart.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate.- Zool. Jahrbuch Syst. 104: 433- 488.
- SCHAEFER, M. (1973): Untersuchungen über Habitatbindung und ökologische Isolation der Zika-

- den einer Küstenlandschaft.- Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 13 (4): 329-352.
- SCHÄFER, C. (1989): Vegetation der Streuwiesen- und Niedermoorbereiche im Naturschutzgebiet "Osterseen" in Abhängigkeit von Grundwasserstand und Nutzung.- Diplomarbeit am Bot. Inst. d. TU München, unveröff.
- SCHEFFER, B. (1977): Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung.- Geol. Jb. F4: 203-243.
- SCHEFFER, B. & BARTELS, R. (1984a): Die Bewirtschaftung von Moorböden. 5. Kaliumdüngung.- Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 131 (4): 70-73.
- (1984b): Die Bewirtschaftung von Moorböden. 6. Phosphatversorgung.- Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 131 (15): 65-69.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1976): Lehrbuch der Bodenkunde.- 9. Aufl., 394 S., Stuttgart.
- (1982): Lehrbuch der Bodenkunde.- 442 S.; Enke-Verlag, Stuttgart.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württ. 22: 1-325.
- (1982a): Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften.- Tuexenia 2: 209-218.
- (1982b): Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme?- Natur und Landschaft 57 (7/8): 264-268.
- (1982c): Kap. D "Grünlandsoziologie und -ökologie" im Tätigkeitsbereich 1980/81 der Staatl. Versuchsanstalt für Grünlandwirtschaft und Futterbau Aulendorf (Baden-Württemberg): 27-31.
- (1983): Ergebnisse der Landschaftspflegeversuche in Baden-Württemberg: Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung.- Natur und Landschaft 58: 295-300.
- (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 33-62.
- SCHIEMENZ, H. (1953): Die Libellen unserer Heimat.- Jena; 153 S.
- SCHMEIDL, H., SCHUCH, M & WANKE, R. (1970): Wasserhaushalt und Klima einer kultivierten und unberührten Hochmoorfläche am Alpenrand.- Schriftenr. des Kurat. für Kulturbauwesen 19.
- SCHMID, H. (1990): Die Streuwiesen am Samenberg.- Diplomarbeit am Fachbereich Landespflege der FH Weihenstephan, unveröff.
- SCHMID, M. & SUTTNER, G. (1990): Faunistische und floristische Untersuchungen im Blindsee-filz.- Diplomarbeit am Fachbereich Landespflege der FH Weihenstephan, unveröff.
- SCHMIDT, G.H. & BAUMGARTEN, M. (1974): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung, Eiablage und Stridulation der Saltatorien am Sperbersee im Naturpark Steigerwald.- Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg: 33-83.
- SCHMIDT, G.H. & BÜHL, J. (1970): Biotopmäßige Verteilung der Orthopteren-Gemeinschaften in der Umgebung eines französischen Alpensees (Lac du Bourget).- Zool. Beitr. N. F. 16: 1-79.
- SCHMIDT, G.H. & SCHLIMM, L. (1984): Bedeutung der Saltatoria (INSECTA) des Naturschutzgebietes "Bissendorfer Moor" als Bioindikatoren.- Braunschw. Naturk. Schr. 2 (1): 145-180.
- SCHMIDT, K. (1989): Bestandssituation und Schutzproblematik der Bekassine (*Gallinago gallinago*) im Bezirk Suhl.- Abhdlg. u. Ber. des Museums der Natur Gotha: 115-119.
- SCHMIDT, W. (1974): Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerquadraten.- Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 17: 103-106.
- (1985): Mahd ohne Düngung - Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachen. In SCHREIBER, K.H.: Sukzession auf Grünlandbrachen.- Münster'sche Geogr. Arbeiten 20: 81-99.
- SCHNEIDER, G. (1990): Zustandsbeschreibungen und Pflegevorschläge zu Streuwiesen in Mittel- und Unterfranken.- unveröff. illustr. Manuskript.
- SCHÖNFELDER, P. (1986): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 72; 77 S.
- SCHÖNFELDER, P. & BRESINSKY, A. (1990): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.- 752 S.; Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SCHOPP-GUTH, A. (1993): Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden.- Diss. Bot. 204: 165 S.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland.- 512 S.; Ursus Scientific Publishers; Bilthoven.
- SCHREIBER K. (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung in der Landschaftspflege.- Martin Luther Univ. Halle-Wittenberg, Wissenschaftl. Beitr. 1987/25 (P 28): 275-284.
- SCHREIBER, K. & SCHIEFER, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen.- Münster'sche Geogr. Arbeiten 20: 111-153.
- SCHROEPEL, R. (1992): Wie kommt das Nitrat in das Bodenwasser.- Allgäuer Bauernblatt; S. 1984 - 1986; Kempten.
- (1992): Können wir die Gülle zeitgerecht ausbringen?- Allgäuer Bauernblatt; S. 2012-2014; Kempten.

- SCHROTH, M. & MASCHWITZ, U. (1984): Zur Larvalbiologie und Wirtsfindung von *Maculinea telesi* (LEPIDOPTERA: LYCAENIDAE), eines Parasiten von *Myrmica laevinodis* (HYMENOPTERA: FORMICIDAE).- Entomol. Gener. 2 (4): 225-230.
- SCHUSTER, G. (1979): Wanzen aus Südbayern.- Ber. Naturf. Ges. Augsburg 34: 1-55.
- (1987): Wanzen aus Oberbayern und Nordtirol.- Ber. Naturf. Ges. Augsburg 44: 1-48.
- SCHUTZGEMEINSCHAFT WEMDINGER RIED (o.J.): Merkblatt über Landschaftspflege-maßnahmen, unveröff.
- SCHWAB, U. (1988): Die Vegetation der Gräben im Loisach-Kochelsee-Moor und ihre Abhängigkeit von Standortfaktoren.- Diplomarbeit am Lehrgebiet Geobotanik der TU München-Weihenstephan, unveröff.
- (1992): Vegetation der Uferlandstreifen des Voglweiher.- Kartierung i.A. Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung, unveröff.
- SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (SBN) (1987a): Tagfalter und ihre Lebensräume, Arten - Gefährdung - Schutz.- Basel; 516 S.
- (1987b): Schmetterlinge.- Schweizer Naturschutz 3/87; Sondernummer.
- SCHWICKERT, P. (1992): Verpflanzen von Pflanzen bzw. Pflanzengesellschaften als Chance für den Naturschutz? - Natur und Landschaft 67 (3): 111-114.
- SCHWINEKÖPER, K., SCHÜLE, E. & KONOLD, W. (1991): Die Nutzungsgeschichte des Würzacher Rieds.- Verhdlg. Ges. f. Ökologie (Freising/Weihenstephan 1990), 20: 291-300.
- SEBALD, O. (1966): *Carex hartmanii* Caj. und *Carex buxbaumii* Wahlenb. in Nordwürttemberg.- Jh. Ber. vater. Naturkde. Württemberg 121: 210-217.
- SEIBERT, P. (1987): ALNO-ULMION.- In OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche.- Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York.
- SEIFFERT, P. (1990): Stoff-Einträge aus der Landwirtschaft in ein kleineres Stillgewässer.- Ökologie & Naturschutz 3/1990.
- SETTELE, J. (1990a): Akute Gefährdung eines Tagfalterlebensraumes europaweiter Bedeutung im Landkreis Südliche Weinstraße.- Landschaft + Stadt 22 (1): 22-26.
- (1990b): Zur Hypothese des Bestandsrückgangs von Insekten in der Bundesrepublik Deutschland: Untersuchungen zu Tagfaltern in der Pfalz und die Darstellung der Ergebnisse auf Verbreitungskarten.- Landschaft + Stadt 22 (3): 88-96.
- SETTELE, J. & GEISSLER, S. (1988): Schutz des vom Aussterben bedrohten Blauschwarzen Moorbläulings durch Brachenerhalt, Grabenpflege und Biotopverbund im Filderraum.- Natur und Landschaft 63 (11): 467-470.
- SETTELE, J. & ROWECK, H. (1989): Zur Schmetterlingsfauna isoliert und nicht-isoliert liegender Pfeifengraswiesen im Südlichen Pfälzerwald.- Landschaft + Stadt 21 (1): 33-36.
- SOTHMANN, L. (1989): Das Braunkehlchen: Vogel des Jahres 1987.- Laufener Seminarbeitr. 3/89: 6-12.
- (1991): LBV-Großprojekt Donaumoos.- Vogelschutz (3): 4-9; Hilpoltstein.
- SOUTHWOOD, T.R.E. & EMDEN, H.F. (1967): A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands.- Z. angew. Ent. 60: 188-198.
- SPATZ, G. (1970): Pflanzengesellschaften, Leistungen und Leistungspotential von Allgäuer Alpweiden.- Diss. TUM-Weihenstephan.
- (1981): Die Weidewirtschaft im Gebirge und ihre Auswirkung auf die Bodenerosion. - Ber. Landwirtschaft 197, Sonderheft.
- SPELLERBERG, I.F., GOLDSMITH, F.B. & MORRIS, M.G. (1989): The scientific management of temperate communities for conservation.- 197 S.; The 31st symposium of the British Ecological Society; Southampton.
- SPIESS, A. (1980): Bekämpfung der Endoparasiten bei Almtieren.- Bayer. Landw.Jb. 57 (5): 629-631.
- STÄHLIN, A. & SCHWEIGHART, O. (1960): Verbreitete Pflanzengesellschaften des Dauergrünlandes, der Äcker, Gärten und Weinberge.- BLV, München; 67 S.
- STEBLER, F.G. (1886): Anlage von Streuwiesen.- "Landwirth" 48/49, 7S.
- (1898): Die besten Streuepflanzen.- 148 S.; IV. Teil: Schweiz. Wiesenpflanzenwerk. Wyss, Bern.
- STEFFNY, H., KRATOCHWIL & WOLF, A. (1984): Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge und Hummeln im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene) - Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen.- Natur und Landschaft 59: 435-443.
- STEGMAIER, E. (1982): Typisierung von Streuwiesen aufgrund von Vegetation, Standortbedingungen und Nutzung, an Beispielen aus dem Ammergauer Vorland.- Diplomarbeit Universität Stuttgart-Hohenheim, Institut f. Pflanzenökologie und Landeskultur, 119 S.; unveröff.
- STEIN, C. (1986): Streuwiesen im Isar-Inn-Hügelland, Teil I und II, 192 S. (unpubl.).
- (1989): Streuwiesen im Isar-Inn-Hügelland - unter besonderer Berücksichtigung des Landkreises Rottal/Inn.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 95: 43-60.

- (1992): Die Streuwiesen im Unterbayerischen Tertiärhügelland.- Unveröff. Manusk. i.A. d. Alpeninstitut GmbH.
- STEINGEN, S.E. (1988): Grünlandgesellschaften unterschiedlicher Bewirtschaftung am Moosanger bei Füssen.- Diplomarbeit am Institut für Geowissenschaften der Universität Bayreuth, unveröff.
- STRAKA, H. (1970): Arealkunde.- 478 S., Stuttgart.
- STROHWASSER, R. (1989): Das Grünland im Ammergau - Eine landschaftsökologisch-botanische Studie unter Berücksichtigung genetischer Fragestellungen.- Diplomarbeit am Institut für Geowissenschaften der Universität Bayreuth, unveröff.
- (1991): Stellungnahme zur derzeitigen Handhabung des Mähzeitpunktes in den Naturschutzprogrammen, unveröff.
- (1993): Arbeiten in der Pilotphase des Pufferzonenprogramms im Regierungsbezirk Schwaben.- im Auftrag der Regierung von Schwaben.
- (1995): Beweidung von Feucht- und Trockenstandorten.- Unveröff. Vortragsmanuskript.
- STÜBINGER, R. (1986): Die Großschmetterlinge des Hamburger Naturschutzgebietes Witmoor.- Verh. Ver. naturw. Heimatforsch. Hamburg 39: 65-90.
- STÜMPEL, P. & LIEPELT, S. (1994): Die Fürstquellen bei Hetzels (Ofr. 1980 und 1982). Veränderungen eines seit alters von Botanikern untersuchten Kalkflachmoores. *Hoppea* 55: 375-389.
- STURM, P. (1991): Artenhilfsprogramm für endemische und subendemische Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 102: 5-14.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde.- 312 S.; Berlin-Stuttgart.
- SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1986): Moore in der Landschaft.- 268 S.; Frankfurt.
- SÜDDEUTSCHE ZEITUNG (SZ) (1987): Streuwiese als Oase für gefährdete Arten.- 7.10.1987, München.
- (1992): Asylbewerber als Landschaftspfleger.- 4.3.1992, München.
- THOMAS, J.A. (1989): Rare Species Conservation: Case Studies of European Butterflies.- In SPELTERBERG, I.F., GOLDSMITH, F.B. & MORRIS, M.G. (Hrsg.) (1989: 149-199): The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation.- The 31st Symposium of the British Ecological Society; Southampton.
- THOMAS, P., KNEBEL, R. & BAUER, S. (1979): Naturkundliches aus dem Gründlenried bei Kiblegg.- Mitt. AG Naturschutz Wangen 2: 50-66.
- TISCHLER, F. (1965): Größere Agrarkomplexe der gemäßigten Zone. Wiesen und Weiden.- Agrarökologie: 185-228. Fischer, Jena.
- TRAUTNER, J. (1992): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer.- Ökologie und Naturschutz 4; 72 S.; Verlag Margraf, Weikersheim.
- TREMMELE, K. (1992): Wandel der Kulturlandschaft im Bayer. Alpenvorland dargestellt am Bsp. der Landschafts- und Nutzungsgeschichte der den Weilern Echelsbach, Gschwendt, Lettigenbichl und Sommerhof (bei Bayersoien) zugeordneten Flur unter besonderer Berücksichtigung der Allmendeweidegebiete.- Dipl.Arb. an der FH Weihenstephan, unveröff.
- VERMEER, J.G. & F. BERENDSE (1983): The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities.- *Vegetatio* 53: 121-126.
- VILGERTSHOFER, J. & LAYRITZ, M. (1994): Vegetationsentwicklung und Standortsituation auf gestörten Hochmoor- komplexen im nördlichen voralpinen Hügel- und Moorland.- Dipl. arb. FH Weihenstephan.
- VOGEL, M. (1981): Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand.- Diss. Philipps-Universität Marburg/Lahn.
- VOIGTLÄNDER, G. (1950): Die Güllewirtschaft und die Verhütung von Gülleschäden.- Diss. Württ.Landw.Hochsch-Hohenheim.
- VOITH, J. (1985): Insekten auf Almweiden.- Dipl.Arb. am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, unveröff.
- (1991): Untersuchungen zur Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken, Stechimmen) im NSG "Östliche Chiemgauer Alpen" im Rahmen einer Zustandserfassung mit Pflegehinweisen.- Regierung von Oberbayern; München.
- VOLLMANN, F. (1914): Flora von Bayern.- 840 S.; Stuttgart.
- VOLLMAR, F. (1947): Die Pflanzengesellschaften des Murnauer Moores, Teil I.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 27: 13-97.
- VOSER-HUBER, M.L. (1983): Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L.; Probleme mit *S. gigantea*, *S. canadensis* und *S. graminifolia* in Naturschutzgebieten des Schweizer Mittellandes.- Diss. Bot. 68; 97 S.; Cramer, Vaduz.
- WALENTOWSKI, H., RAAB, B. & ZAHLHEIMER, W.A. (1990): Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften, Teil III (Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften).- Beih. 1 zu Ber. Bay. Bot. Ges. 61, 85 S.
- (1991): Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften, Teil IV (Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften, Vegetation oberhalb der alpinen Waldgrenze und alpigene Schwemmlingsfluren).- Beih. Ber. Bay. Bot. Ges. 7, 169 S.

- WARNCKE, K. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Bienen (APIDAE).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 162-168.
- WARNCKE, M. (1993): Die Flora und Vegetation des NSG Sippenauer Moor.- Hoppea 54: 7-78.
- WARNE, A.C. & HARTLEY, J.C. (1975): The Distribution and Dispersal of *Conocephalus dorsalis* (Latreille) (TETTIGONIIDAE) in the British Isles.- Entomologist's Gazette 26: 127-132.
- WARNKE-GRÜTTNER, R. (1990): Ökologische Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt in Niedermooren des westlichen Bodenseegebiets.- Diss. Bot. 148; 213 S.; Berlin-Stuttgart.
- WARREN, M.S. & FULLER, R.S. (1990): Woodland rides and glades: their management for wildlife.- Nature conservancy council.
- WATT, T.A. (1978): The biology of *Holcus lanatus* and its significance in grassland.- Herbage Abstracts 48: 195-204.
- WEBER, J. (1986): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses.- Dipl.Arb. am Lehrgebiet Geobotanik der TU München-Weihenstephan; unveröff.
- WEBER, J. & PFADENHAUER, J. (1987): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses (Rothenrainer Moorgebiet bei Bad Tölz).- Ber. Bayer. Bot. Ges. 58: 153-177.
- WEGENER, U. & KEMPF, H. (1982): Das Flämen als Pflegemethode landwirtschaftlich nicht genutzter Rasengesellschaften.- Landschaftspflege Naturschutz Thüringen 19 (3): 57-63.
- WEIDEMANN, H.-J. (1986): Tagfalter: Entwicklung - Lebensweise, Band 1.- 288 S.; Neumann-Neudamm-Verlag, Melsungen.
- (1988): Tagfalter: Biologie - Ökologie - Biotopschutz, Band 2.- 372 S; Neumann-Neudamm-Verlag, Melsungen.
- (1985): Zum Einfluß veränderter Bewirtschaftungsweisen auf bestandsbedrohte Tagfalterarten: Maivogel (*Euphydryas maturna*) und "Storchschnabel-Bläuling" (*Eumedonia eumedon*) in Franken.- Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg 60: 99-136.
- WEIS, G.B. (1980): Vegetationsdynamik, Ertragsleistung und Futterqualität unterschiedlich bewirtschafteter Almweiden.- Diss. TUM-Weihenstephan.
- WEIS, W. (1992): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen von Magerstandorten auf kalkhaltigem Untergrund am Nordrand der Südlichen Frankenalb und in Teilen des Vorlandes.- Dipl.Arb. Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie Arbeitsgruppe Geobotanik der Friedrich-Alexander-Universität, Erlangen-Nürnberg, 330 S.
- WESTHUS, W. (1981): Zur Vegetationsentwicklung von Aufforstungen insbesondere mit *Robinia pseudacacia* L.- Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 21 (4): 211-225.
- WESTRICH, P. (1989a): Die Wildbienen Baden-Württembergs, Allgemeiner Teil.- 431 S.; Stuttgart.
- (1989b): Die Wildbienen Baden-Württembergs, Spezieller Teil.- S. 437-972; Stuttgart.
- WICKL, K.-H. (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Grabwespen (SPHECIDAE).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 158-161.
- WILDERMUTH, H.-R. (1983): Sicherung, Pflege und Gestaltung besonders gefährdeter Biotope.- Jb. Natursch. Landsch.pfl. 33: 68-91.
- WISMÜLLER, F.X. (1909): Geschichte der Moorkultur in Bayern Bd. I: Die Zeit bis 1800; München.
- WITSCHERL, M. (1980): Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 17: 1-212.
- WOLF, G., WIECHMANN, H. & FORTH, K. (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden.- Natur und Landschaft 59: 316-322.
- WOLF, W. (ANE e.V.) (1992): Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns - Nachtfalter.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 111: 214-236.
- WÜST, W. (1982): Avifauna Bavariae, Band I.- 2. Aufl.; 727 S.; München
- (1986): Avifauna Bavariae, Band II: 733-1449; München.
- (Hrsg.) (1990a): Avifauna Bavariae, die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit I.- Ornith. Ges. in Bayern, 3. Aufl.; München.
- (Hrsg.) (1990b): Avifauna Bavariae, die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit II.- Ornith. Ges. in Bayern, 3. Aufl.; München.
- YERLY, M. (1970): Ecologic comparee des praires marecageuses dans les Prealpes de la Suisse occidentale.- Veröffentl. Geobot. Inst. ETH, Zürich 44: 122 S.
- ZACH, P. (1985): Zum Vorkommen und zur Bestandsentwicklung ausgewählter Singvogelarten im Röthelseeweihergebiet bei Cham (Opf.).- Jahresbericht OAG Ostbayern 12.
- ZACHER, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung.- 287 S.; Verlag Gustav Fischer, Jena.
- ZAHLHEIMER, W.A. (1979): Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz.- Hoppea, Denkschr. Regensbg. Bot. Ges. 38: 3-398.

— (1986): Auswahl bemerkenswerter Gefäßpflanzen-Neufunde im Inn-Chiemsee-Hügelland.-Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 57-69.

— (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung; Projekt: Mündungsgebiet der Isar.- Natur und Landschaft 66 (1): 38-46.

ZERLE, A. (1992a): Waldbiotopkartierung, Anspruch und Wirklichkeit. - AFZ 47 (10): 517-521.

— (1992b): Waldbiotopkartierung, Erwiderung zu U. GLÄNZER. - AFZ 47 (17): 928-929.

ZERLE, A., HEIN, W. & STÖCKEL, H. (1987): Forstrecht in Bayern, Kommentar. - Loseblattsammlung, 7. Lieferung, Deutscher Gemeindeverlag.

ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl.- Phytocoenologia 2 (4): 447-524.

ZOBRIST, L. (1935): Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchung des *SCHOENETUM NIGRICANTIS* im nordostschweizerischen Mittellande.- Beitr. zur geobot. Landesaufnahme der Schweiz 18: 144 S.; Verlag Hans Huber, Bern.

ZOBRIST, J. & STURM, W. (1979): Wie sauber ist das Schweizer Regenwasser? Neue Zürcher Zeitung v. 27.6.1979.

6.2 Mündliche und schriftliche Mitteilungen

AMBERGER (1992)
Wasserwirtschaftsamt Kempten

BECK, R. (1992)
StMLU München

BISSINGER, Monika (1992)
Ifuplan München

BROSINGER, F. (1993)
Oberforstdirektion München

CZADEK, Ottmar
Dornach

ENGEMANN, Reinhard
Giesenbach b. Freising

FENDT, Klement (1992)
Landwirt in Oberammergau

FREUDING, Josef (1992)
Landwirt und Organisator der Streuwiesepflege für das LRA Ostallgäu, Ingenried b. Kaufbeuren

HÖLZEL, Norbert
München

KLEYN, Kurt
Hohenau

KLONZ, Hartmut (1992)
Peissenberg/Lkr. WM

KONOLD, Werner (1992)
Univ. Hohenheim

KUNTZE, H. (1992)
Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,
Bodentechnologisches Institut Bremen

KÜSPERT, Beate (1992)
LRA Wunsiedel

LANGER E. (1992)
C.A.R.M.E.N. (Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Entwicklungsnetzwerk), Würzburg

LEWANDOWSKI, Stefan
München

LIPSKY, Harry
Taufkirchen-Falkenberg

MACK (1992)
Regierung von Unterfranken

MARGRAF, Thomas (1992)
Schafhalter aus Oberammergau

MARTIN, Herr. (1992)
Naturschutzakademie Mecklenburg-
Vorpommern/Waren

MAUCHER, Karl (1992)
Schafhalter aus Obergünzburg

MÜLLER, P.
Arbeitskreis Heimische Orchideen

OPPOLT, Werner (1992)
UNB des LRA Oberallgäu

OTTO, Andreas (1991)
Regierung von Schwaben

PERETZKI (1992)
Landesanstalt für Bodenkultur,
Weihenstephan

PFADENHAUER, J. (1993)
Lehrstuhl f. Landschaftsökologie II
der TUM Freising-Weihenstephan

SCHARF (1992)
LRA Bad Kissingen

SCHIEGG, Ludwig (1992)
Landwirt in Trauchgau/Allgäu

SCHROEPEL (1992)
Spitalhof Kempten

SCHUCH, Dr. (1992)
Landesanstalt für Bodenkultur, München

STREHLER, Arno Dr. (1992)
Universität Weihenstephan

STROHWASSER, Peter (1992)
LRA Garmisch

STURM, Peter (1991)
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz,
München

WIEDEMANN, J. (1992)
Bayer. Landesamt für Betriebswirtschaft
und Agrarstruktur

WÖRLE (1992)
Geschäftsführer des Maschinenring
Oberland

6.3 Abkürzungsverzeichnis

Behörden, Gesetze, Projekte etc.

ABM	=	Arbeitsbeschaffungsmaßnahme
ABSP	=	Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern; LfU
AID	=	Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e.V.
ANL	=	Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach
BaWü-MELUF	=	Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg
BayNat-SchG	=	Bayerisches Naturschutzgesetz
BdB	=	Bund deutscher Baumschulen
BN	=	Bund Naturschutz in Bayern e.V.
BUND	=	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
DBV	=	Deutscher Bund für Vogelschutz
DLG	=	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
EG	=	Europäische Gemeinschaft
e.V.	=	eingetragener Verein
FH	=	Fachhochschule
FlBerG	=	Flurbereinigungsgesetz
KuLaP	=	Kulturlandschaftsprogramm des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
LBV	=	Landesbund für Vogelschutz
LfU	=	Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
LÖLF	=	Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen
LPK	=	Landschaftspflegekonzept Bayern
NSG	=	Naturschutzgebiet
RL	=	Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen und Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns bzw. der Bundesrepublik
SLKV	=	Schweizerisches Landeskomitee für Vogelschutz
SRU	=	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

StMELF = Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

StMLU = Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen

TU = Technische Universität

Sonstige Abkürzungen

Abb. = Abbildung

Anm. d. Verf. = Anmerkung des Verfassers

Art. = Artikel

Aufl. = Auflage

bzw. = beziehungsweise

cm = Zentimeter

ders. = derselbe

d.h. = das heißt

dies. = dieselben

DM = Deutsche Mark

dt = Dezitonne

E = östlich

ebd. = ebenda

erw. = erweitert

etc. = et cetera

f. = folgende Seite

ff. = folgende Seiten

GV = Großvieheinheit

ha = Hektar

Hrsg. = Herausgeber

i.d.R. = in der Regel

inkl. = inklusive

insbes. = insbesondere

Kap. = Kapitel

km = Kilometer

Lkr. = Landkreis

m = Meter

m.o.w. = mehr oder weniger

N = nördlich

NE = nordöstlich

NW = nordwestlich

neubearb. = neubearbeitet

o.a. = oder anderem

o.ä. = oder ähnlichem

s.	= siehe	ED	177	Erding
S.	= Seite	EI	176	Eichstätt
S	= südlich	ERH	572	Erlangen-Höchstadt
SE	= südöstlich	FFB	179	Fürstenfeldbruck
SW	= südwestlich	FO	474	Forchheim
Tab.	= Tabelle	FRG	272	Freyung-Grafenau
u.a.	= unter anderem	FS	178	Freising
u.E.	= unseres Erachtens	FÜ	573	Fürth
unpubl.	= unpubliziert	GAP	180	Garmisch-Partenkirchen
usw.	= und so weiter	GZ	774	Günzburg
u.U.	= unter Umständen	HAS	674	Haßberge
u.v.m.	= und vieles mehr.	HO	475	Hof
v.a.	= vor allem	KC	476	Kronach
verb.	= verbessert	KEH	273	Kelheim
z.B.	= zum Beispiel	KG	672	Bad Kissingen
z.T.	= zum Teil	KT	675	Kitzingen
zit.	= zitiert	KU	477	Kulmbach
		LA	274	Landshut
		LAU	574	Lauf (= Nürnberg Land)
		LI	776	Lindau
		LIF	478	Lichtenfels
		LL	181	Landsberg am Lech
		M	184	München
		MB	182	Miesbach
		MIL	676	Miltenberg
		MN	778	Unterallgäu
		MSP	677	Main-Spessart
		MÜ	183	Mühldorf am Inn
		ND	185	Neuburg-Schrobenhausen
		NEA	575	Neustadt Aisch-Bad
				Windsheim
		NES	673	Rhön-Grabfeld
		NEW	374	Neustadt a.d. Waldnaab
		NM	373	Neumarkt i.d.Opf.
		NU	775	Neu-Ulm
		OA	780	Oberallgäu
		OAL	777	Ostallgäu
		PA	275	Passau
		PAF	186	Pfaffenhofen a.d. Ilm
		PAN	277	Rottal-Inn
		R	375	Regensburg
		REG	276	Regen
		RH	576	Roth
		RO	187	Rosenheim
		SAD	376	Schwandorf
		SR	278	Straubing
		STA	188	Starnberg
		SW	678	Schweinfurt
		TIR	377	Tirschenreuth
		TÖL	173	Bad Tölz-Wolfratshausen
		TS	189	Traunstein
		WM	190	Weilheim-Schongau
		WÜ	679	Würzburg
		WUG	577	Weißenburg-Gunzenhausen
		WUN	479	Wunsiedel
Abkürzungen der Regierungsbezirke				
UFr	= Unterfranken			
OFr	= Oberfranken			
MFr	= Mittelfranken			
Obb	= Oberbayern			
Ndb	= Niederbayern			
Schw	= Schwaben			
Obpf	= Oberpfalz			
Abkürzungen der Land- und Stadtkreise Bayerns				
Alphabetisch geordnet, mit Angabe der Kreisschlüsselnummern				
A	772	Augsburg		
AB	671	Aschaffenburg		
AIC	771	Aichach-Friedberg		
AN	571	Ansbach		
AÖ	171	Altötting		
AS	371	Amberg-Sulzbach		
BA	471	Bamberg		
BGL	172	Berchtesgadener Land		
BT	472	Bayreuth		
CHA	372	Cham		
CO	473	Coburg		
DAH	174	Dachau		
DEG	271	Deggendorf		
DGF	279	Dingolfing		
DIL	773	Dillingen		
DON	779	Donau-Ries		
EBE	175	Ebersberg		

Streuwiesen- und Niedermoorkomplexe als landschaftliche Einheit (zu Kap. 1.1 und 1.2)

Foto 1: Traditionelle "Streuwiesenpflege" betrifft oft nur einen Baustein eines komplexen Niedermoorlebensraumes. Sorgfältig zu entwickeln ist nicht nur eine Pfeifengraswiese oder ein Davallseggenried, sondern auch die zugehörigen Kontakt- und Ergänzungshabitats wie z.B. extensive Feuchtwiesen, ehemalige Hochmoor-Streuflächen, Bruch- und Ausstich-Moorwälder, Niedermoorbäche und ihre Galeriegehölze. "Entwickeln" heißt dabei nicht durchwegs "aktivpflegen", sondern die visuell und tierökologisch optimale Zuordnung aus Pflege-, Sukzessions- und extensiven Bewirtschaftungsflächen zu finden. Vielfältig gegliedert sind die Streuwiesenlandschaften der Gletscherstamm- und Zungenbecken, soweit noch erhalten. Im Bannwaldseegebiet/OAL sind die herbstlich rostroten Pfeifengrasflächen von Kalkflachmooren, Übergangsmooren, Torfstichregenerationen, Moorwäldern, Moorweiden und Röhrichtern ergänzt. Mehrere in sich gegliederte Streuwiesenkomplexe bilden zusammengenommen einen Niedermoor- oder Streuwiesenschwerpunktraum "Bannwaldsee-Forgensee". Solche Operationsräume des Niedermoor-schutzes erfordern Pflege- und Entwicklungskonzepte nicht aus der Sicht eines einzelnen kartierten Biotops, sondern aus der räumlichen Übersicht.

Streuwiesen- und Niedermoor Typen von den Alpen bis zum Schichtstufenland (zu den Kap. 1.3 und 1.4)

Foto 2: Die "Moosalpen/-almen" der Bergstufe bis etwa 1400m bilden eine ganz eigenständige Streuwiesenregion. Davallseggenrieder und Rasensimsengesellschaften alpiner Prägung wurden hier vor allem zu Zeiten verbreiteter Milchviehhaltung als Streuflächen genutzt. Teilweise, wie hier bei Tiefenbach/OA, wurde die Streu auch zu Tal gebracht. Neben eindrucksvollen Karpatenbirken kennzeichnen mehrere seltene Eiszeitrelikte diese hochgelegene Karst-Niedermoorlandschaft innerhalb der helvetischen Zone.

Foto 3: (zu Kap. 1.6.1) Gießen-artiger Quellstrom am Rande der Isaralluvionen des Oberen Isartales bei Vorderriß, (Lkr. TL); einer der natürlichen Wuchsorte von Streuwiesenpflanzen. (Foto: B.Quinger; 7/1988)

Foto 4: In vielen alpinen Talmooren, hier ein Mehlprimel-Kopfbinsenried im Großachtental/TS, sind die Streuwiesen mit Latschenhochmooren und vielfältigen Zwischenmooren verzahnt, aber auch durch artesisch gespannte Quellaufbrüche mit vielen Quellbächen gekennzeichnet. Intakte Kalkniedermoo-re sind hier ein Garant und Monitor für die qualitativ und quantitativ besonders wichtigen Grundwasserschätze der Alpentäler. Der gezeigte Bestand fiel bereits in den 1960er Jahren brach und wurde erst durch den Vertragsnaturschutz unserer Tage wieder in seinen Enzian-, Alpenfettkraut-, Mehlprimel- und Alpenmaßliebchen-reichen Ausgangszustand zurückversetzt.

Foto 5: Die Schwerpunktvorkommen der Flutstreuwiesen, in denen Niedermoo-re immer wieder von nahegelegenen Alpenflüssen und -bächen überschlickt werden, liegen heute in den Alpenquertälern und in den Stammbecken und Gletscherrinnen am Alpenfuß, z.B. Surtal, Bergener Moos, Chiemseemöser, Loisachtal, Ammertal, Trauchgauer Ach. Produktiver als Kalkniedermoo-re, beherbergen diese mesotrophen, hochdynamischen Standorte mit ihrem charakteristischen Kleinrelief und vielfältigsteigenden Naß-Trocken-Gradienten eine eigenständige Pflanzenwelt mit vielen sehr seltenen Arten, z.B. Karl-Zepter (hier im Ettaler Weidmoos/GAP), Wanzenknabenkraut, Buxbaum-Segge.

Foto 6: Nirgendwo sonst in Bayern bildet die Niedrige Schwarzwurzel (*Scorzonera humilis*) solch löwenzahnwiesen-artige Massenbestände wie in einigen Flutstreuwiesen, hier in den Kaltenstreuwiesen bei Kreuzstraße/RO. Solche Standorte sind die letzten überlebensfähigen Vorkommen des fast ausgestorbenen Sumpfknenkrautes (*Orchis palustris*).

6.4 Bildteil



1



4



2



3



6



5

Foto 7: Die größten zusammenhängenden Streuwiesenkomplexe Bayerns befinden/befanden sich in den Gletscherstamm- und Zungenbecken vor den Alpen. Auf den flachen Schwemmkegeln der (ehemaligen) Seebecken (aber auch in der Grundmoränenlandschaft entwickelten sich unter Oberflächenwassereinfluß und z.T. auch 2-schüriger Futterwiesennutzung und gelegentlicher Mistdüngung mesotrophe Wollgras- (Eriophorum latifolium-) Wiesen von oft km-weiter Ausdehnung, die syntaxonomisch zwischen Pfeifengraswiesen, Bachdistel- (Calthion-)wiesen und Davallseggenriedern stehen, hier bei Au/RO. Solche optisch eindrucksvollen Extensivfütterwiesen (keine "Streuwiesen" im engeren Sinne!) umgürt(et)en breitflächig die von Kopfbinsen beherrschten Kalkniedermoorkerne und sind ein Modell für die Renaturierung meliorierter Niedermooresowie für die Pufferzone oligothoper Kalkniedermooresowie für die Pufferzone oligotropher Kalkniedermoores. Leider drängte die landwirtschaftliche Intensivierung Niedermoorbestände dieser Art noch viel weiter zurück als Streuwiesen im engeren Sinn. Bilder dieser Art gehören leider der Vergangenheit an. (Foto: A. Micheler)



Foto 8: Zu den blütenreichsten Streuwiesen gehören die für das Alpenvorland charakteristischen Hang- oder Schichtquellmoore an den Rändern der Zungenbecken, der Fluß- und Schmelzwassertäler, z.T. auch an Drumlins und Randterrassen. Das Mehlprimel-Kopfbinsenried, hier südwestlich Bad Tölz auch mit Stengellosem Enzian, Alpenmaßliebchen und Alpenfettkraut im Frühlingsaspekt, ist hier zwischen Ostallgäu und Salzach die vorherrschende Gesellschaft. (Foto: O. Kraus)



Foto 9: Im Unterhangbereich vieler Hangquellmoore gehen die Kopfbinsenrieder in produktivere Kalkbinsenrieder (Juncetum submodulosi) über, hier im Herbstaspekt bei Oberteisendorf/BGL. Keineswegs, wie manchmal in der Literatur angegeben, sind die Kalkbinsenrieder generell zu den angedüngten Feuchtwiesen zu stellen. Das Bild zeigt deutlich die landschaftlich herausgehobene Stellung der Hangquellmoore, hier als markanter Schichtquellhorizont in einer Eisrandrinne.



Foto 10: Nach Flächenzuordnung, Pflanzenbestand und Wasserhaushalt repräsentieren die Bergländer der subalpinen Molasse im Allgäu eine eigene Streuwiesenregion: Kalkquellmoore sind selten, Kopfbinsenriede fehlen im Westteil, oberflächennahe Hangvernässung ohne Schichtquellen ist bezeichnend, großflächige Beckenstreuwiesen untypisch, Mischnutzung mit Beweidung sehr häufig (Germer im Bild!), saure, z.T. borstgrasreiche Pfeifengraswiesen verbreitet, Hier ein Morrtarant-Massenbestand in den Illvorbergen bei Buchenberg, stellvertretend für den vorherrschend violetten Herbstblühaspekt vieler Riedwiesen.





13

Foto 11: Übergangsmoorstreuweisen, häufig dominiert von Alpenhaargras (*Trichophorum alpinum*; hier im Bergener Moos/TS) und Pfeifengras gingen durch Streunutzung und leichte Grabenentwässerung oft aus Schnabelbinsengesellschaften (Rhynchosporion) und Braunmoos-Stufenkomplexen hervor. Ungeachtet ihrer Vernachlässigung in der "Streuweisenliteratur" sind sie im Alpenvorland und Grundgebirge recht verbreitet und zeigen besonders deutlich die große moor- und vegetationstypologische Spannweite traditioneller Streuflächen.



11



12

Foto 12: Die besondere Bedeutung der Streuwiesenpflege und des Niedermoorerschutzes für den speziellen Artenschutz sei hier nur am Beispiel des Endemiten- und RL 1-Artenschutzes gestreift. Die weltweit letzte Population der Riednelke (*Armeria maritima* subsp. *purpurea*) befindet sich in einem Kalkquellmoor primären Charakters, das allerdings heute pflege- und restitutionsbedürftig ist. Für Arten, die wie die Purpurgrasnelke nur an einem Wuchsort (Quellaufbruch im Benninger Ried/Lkr.MM) vorkommen, sind spezielle Artenhilfsprogramme erforderlich. Das 20ha große Benninger Ried ist nur mehr ein kleiner Teil von einst vielen Tausend ha bayernweit vorhandener Quellmoore auf Schotterebenen der Alpenflußunterläufe. Mit ihrem Gewirr von Quelltümpeln und Quellbächen, durchsetzt mit *Schaenus nigricans*-Bulten, waren sie schwer begehbar und waren nur in den Außenbereichen als "Streuweisen" regelmäßig bewirtschaftet. (Foto: B. Quinger; 7/1984)



14

Foto 13: Die Ried- und Streuwiesenregion der mittelschwäbischen und unterbayerischen Altmoränen und Schotterplatten (samt Donauebene) enthält nach enormem Rückgang intakter Niedermoores fast nur mehr Reste von basischen Pfeifengraswiesen (meist *Cirsio-molinietum* und *Allio-molinietum*), oft auch stark mit störanzeigenden Hochstauden durchsetzt. Das NSG "Mertinger Höll" (Lkr. DON) enthält das wohl letzte großflächige zusammenhängende Streuwiesen-Vorkommen der Donauiederungen und ist Vorbild für die derzeit intensiven Regenerationsbemühungen aller bayerischen Niedermoorregionen. Im Bild: Duftlauch-Pfeifengraswiesen. (Foto: B. Quinger; 9/1995)

Foto 14: Streuwiesenrelikte im Kontaktbereich der Auenbrennen an Isar, Lech, Iller, Wertach abgewandelt auch am Main enthalten Arten der Halbtrockenrasen, mehrere Stromtal- und seltene Kontinentalarten wie *Allium angulosum*, *Viola persicifolia*, *Viola elatior*, *Viola pumila*, *Carex buxbaumii*, *Euphorbia palustris* einst auch *Adenophora filitifolia*. Das Rohrpfefengras (*Molinia arundinacea*) tritt oft an die Stelle von *M. caerulea*. Häufig ist eine enge Verzahnung mit aufgerichteten mittel- und niederwaldartigen Strukturen sowie mit Trockenrasen, so wie hier bei Goben an der Isar (DGF). Die meisten der i.d.R. kleinflächigen Fragmentvorkommen markieren fossile Flutrinnen (Schluten).



Foto 15: Riedwiesen waren auch im Tertiärhügelland bis nach dem 2. Weltkrieg sehr verbreitet. Heute sind sie überwiegend sehr verstreut und verkleinert. Außerhalb der Flußtäler gibt es Kalkniedermoores nur in einzelnen Regionen, dafür vor allem saure Binsenrieder und torfmoosreiche Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesen. Viele der Niedermoor- und Riedwiesenreste liegen im Brennpunkt von arenaartigen Quellmulden, im Bildbeispiel bei Steinhausen/AÖ.

15

389

Foto 16: Die kristalline Grundgebirgsregion enthält nur ausnahmsweise Niedermoorgebiete in alpenvorländischen Dimensionen, dafür aber unzählige vermoorende Quellstellen, Sickerfluren und Talniedermoore in Bachtälern. Basenangereicherte Davallseggenrieder, häufiger aber Braunseggen- und Binsensümpfe (*Caricion nigrae*, *Juncion acutiflori*) mit dem Quellenkreuzkraut *Senecio rivularis* im Brotjackriegelgebiet/DEG wurden bei Bedarf auch als Streuflächen genutzt. In der Silikatregion ist die floristische Ähnlichkeit der Nieder- und Quellmoore mit Hochmooren viel ausgeprägter als andernorts.



Foto 17: Bodensaure Pfeifengraswiesen (*Juncus moliniatum*) mit Silge (*Selinum earvifolia*) kennzeichnen die Talstreuwiesenreste über Eisensandstein im Oberpfälzer Jura, hier im Tal der Weißen Laber/NM. Wie im Grundgebirge lassen sich solche kulturbedingten Niedermoormformationen nicht immer korrekt über die Nutzung als "Streuwiesen" ansprechen, da sie auch oder ausschließlich als "schlechte" Futterwiesen genutzt worden sind.



Foto 18: In einigen Talniedermooren des Oberpfälzer Jura gehören eutraphente Hochstaudenfluren und Röhrichte mit Himmelsleiter (*Polemonium coeruleum*) in Bachnähe zu den attraktivsten Beständen (Deusmauer Moor/NM). Sie markieren den Hochwasserüberschlickungsbereich.



Foto 19: In den großen, regelmäßig überstauten Feuchtwiesenniederungen Mittelfrankens eingelagert sind einige Niedermoore mit Streuwiesenvegetation, z.B. der Kappel- und Heglauer Wasen/AN, hier im Trollblumenaspekt.



Foto 20: An den Quellgalerien der Albraufregion wie auch an Schichtquellhorizonten der Rhön und Keupermittelgebirge finden sich immer noch da und dort kleinflächige Kalkflachmoore, meist Davallseggenrieder und Kalkpfeifengraswiesen, hier bei Dünzendorf/BA.

Foto 21: (vgl. Kap. 1.8.3.6): Streuwiesen-Reste im Naturschutzgebiet "Grettstädter Wiesen" eines der letzten Streuwiesen-Vorkommen des nordwestlichen Bayern (Lkr. SW), wo sich aus ehemaligen Kopfbinsenrieden und Pfeifengraswiesen Halbtrockenrasen herausbilden. Von den einst ausgedehnten Kalkniedermooren der mainfränkischen Niederungen, insbesondere der Unkenbachniederung, existieren nur noch wenige meist ausgetrocknete Reste, diese sind aber immer noch von hoher Artenschutzbedeutung. (Foto: B. Quinger; 8/1991)

Pflegerelevante Strukturelemente in Streuwiesen und Niedermooren (Pflegetabu-Elemente) (zu Kap. 1.3 und 4.2.2)

Foto 22: Die traditionelle Nutzung von Niedermooren erstreckt(e) sich häufig auch in die Bruch- und Feuchtwaldanteile hinein. Eine Doppelnutzung aus Erlenstockhieb (Niederwald) und Seggenstreumahd erzeugte eindrucksvolle durchsichtige Märzenbecher-Streuwälder an vielen Stellen des Alpenvorlandes, hier im Murnauer Filz/RO. Nach Mahdende verdämmen die akkumulierenden, vom Schnee zusammengepreßten Streulagen allmählich den attraktiven Frühjahrsgeophytenflor. "Pflege" ist hier nur mit Sense möglich. Ein künstliches, finanziell aufwendiges Hochhalten der traditionellen Behandlung ist allerdings kaum mehr gerechtfertigt.

Foto 23: Nur der erfahrene Moorkenner vermag primäre ("jungfräuliche") von kulturüberprägten Niedermooranteilen (Streuwiesen) zu unterscheiden. Ein wichtiges Kriterium ist das natürliche Schlenkenmuster, das Vorkommen isohypsenparalleler strangartiger Strukturen (in Oberbayern auch in Kalkniedermooren!) und von verästelten schlenkenartigen Sickerrinnen in Gefällsrichtung, hier im Spittalmoos/OAL. Annähernd primäre Niedermooranteile erhalten ihr i.d.R. "il-lustres" Artinventar (im gezeigten Luftbildausschnitt z.B. *Meesia triquetra*, *Carex heleonastes* u. *Nuphar pumila*) auch ohne Pflege. Maschineneinsatz würde hier i.d.R. unvermeidbare Schäden hervorrufen und wäre auch oft unmöglich, Gelegentliche frühere Streugewinnung ist hier kein Anlaß für Maßnahmen.

Foto 24 und 25: Weitere Pflege-Tabuelemente und -zonen sind Quelltöpfe mit ihrer spezifischen pflegeunabhängigen Kontaktvegetation (im Bildbeispiel 24 vom Thalhamer Quellmoor/RO das Löffelkraut *Cochlearia pyrenaica*), Schwinggras in Hangquellmooren ("Moorwampen", im Bildbeispiel 25 bei Diesenbach/TS), Quellkuppen, Quellrinnsale, schütter bewachsene Sickerrinnen in Hangquellmooren, Kalkschlenkenkomplexe, Steinernen Rinnen (allesamt aus "Platzgründen" nicht abgebildet). "Pflege mit der Brechstange" d.h. mit Normalmaschinen über die oft komplexen Standort- und Kleinreliefmuster von Niedermooren hinweg, birgt hier die Gefahr irreparabler Schäden.



20



23



21



22



25



24



Bedeutung landschaftsökologischer Funktionen (zu Kap. 1.9)

Fotos 26/27: Ein möglichst dichtes System hydrologisch intakter, nur extensiv genutzter Riedwiesen und Niedermoore ist ein wichtiger Beitrag zur Wasserrückhaltung und zum Hochwasserschutz. Dies belegt eindrucksvoll die abgebildete Streuwiesenmulde bei Reichersbeuern/TÖL: oben: in Trockenzeiten, unten: in Hochwasserperioden. Foto exakt vom gleichen Standpunkt.

(Foto: Otto Kraus)



Fotos 28/29: Viele der heute wertvollsten Niedermoorbiotope und "Streuwiesen" besonders im Unterland entstanden aus bäuerlichen Torfstichen in einzelnen Niedermooren (wie hier im Schwaiger Moos/ED) noch bis zu den 1970er Jahren betrieben. Da sich die Torfstecherei auf streuwiesenartige "saure" Futterwiesen oder Streuwiesen konzentrierte, ergaben sich vielfältige Mosaikkomplexe aus Ausstichgehölzen, Kalkniedermoorartigen Ausstichregenerationen (die ebenfalls in der Folge streugenutzt werden konnten) und trockeneren Pfeifengraswiesen auf den Resttorfflächen und trockenrasenartigen Pionierrasen in den Almgruben. Die weitere Entwicklung vieler genutzter Niedermoore, insbesondere auf den Schotterebenen und im Donauraum illustriert das Bildpaar 28/29 vom gleichen Standpunkt, aber im Abstand von 3 Jahrzehnten: Röhrichte, Weidenbrüche und sekundäre Kalkniedermoorbestände auf den Ausstichsohlen sind heute dichte Moorwälder oder aufgefüllt, die unangebauten ehemaligen "Streuwiesen" überwiegend Fettgrünland, Acker oder aufgeforstet. (Fotos: G. Zilker)



Rückgang/Gefährdung; Reaktion auf unterschiedliche Behandlung; Sukzession

Foto 30: Die einst beliebte Einlagerung von Müll und Abraum sowie die Verfüllung vom Rand her für landwirtschaftliche Zwecke (hier: Pulvermoos/GAP 1976) in Niedermoore und Streuwiesen ist gottlob weitgehend zum Stillstand gekommen. Doch wirken die Ausschwemmungen solcher Altdeponien auch heute noch auf die vorgelagerten Bestände ein.

Foto 31: Insbesondere von intensiv genutzten Oberhängen dringen düngerbelastete Wässer in die oligotrophen Streuwiesen ein; im Falle dieses Hangquellmooses am Samerberg/RO deutlich erkennbar an den hellen Süßgras- und Wiesenkleeschlieren. (Foto: R. Baumann)

Foto 32: Den Übergang zu den Wirtschaftswiesen stellen/stellen in unzähligen Mulden der Jungmoränenlandschaft die im Mai weithin leuchtenden Trollblumenwiesen (angedüngte Davallseggenrieder oder Pfeifengraswiesen, Trollio-Cirsietum) her. Oft finden sich hier Massenbestände des Mai-Knabenkrautes (*Dactylorhiza majalis*). Brache drängt den attraktiven Blütenflor recht bald empfindlich zurück. Indirekt angedüngte, oft trollblumenreiche Streuwiesenzonen wie hier bei Schönberg/WM sind an sich ideale Puffer- und Ergänzungsbiotope, können aber auch einer zentripetalen Eutrophierung Vorschub leisten, wenn sie von außen her mitgenutzt und dann auch gedüngt werden. Wichtig ist hier eine strikte Fixierung der Düngegrenze am Außenrand, am besten einige Meter in die Fettwiese eingerückt.

Foto 33: Die Aufdüngung und umbruchlose Intensivierung von Streuwiesen ist manchmal an Reliktpflanzen wie Blauer Schwertlilie (*Iris sibirica*) erkennbar, während der übrige Pflanzenbestand bereits verschwunden ist (Beispiel aus dem Weiheimer Becken).

Foto 34: Sphagnum- und Polytrichum-Bultbildung auf alten Streubrachen: Der Bauer spricht von "Vermiesung", wenn sich auf bestimmten Streuwiesenstandorten auf den alten Streulagen rasch Torfmoose ausbreiten. Leutstettener Moos/STA 2-3 Jahrzehnte nach dem Ende der Streunutzung.



30



32



33



34

Foto 35: Die rasche Verdämmungswirkung der Brache auf attraktive Streuwiesenpflanzen zeigt dieser Ausschnitt aus dem Ellbachmoos/TÖL: Schon nach 3-jähriger Brache und Streuanhäufung geht die Blütendichte des Glockenenzians (*Gentiana clusii*) stark zurück (rechts der Mähgrenze). Ein weiteres Pflegeproblem dieser Kopfbinsenriede, oft auf mächtigen Niedermoortorfen, stellt die zu starke Entwässerung durch Vertiefung der Gräben dar, wenn keine speziellen Mähraupen, sondern Normalschlepper der angestammten Bewirtschafter zum Einsatz kommen sollen. Die Folge ist ein Rückgang von Moosfarn (*Selaginella selaginoides*), Alpenheim (*Bartsia alpina*), Alpenfettkraut (*Pinguicula alpina*) und auch der Enziane (*Gentiana clusii* und *utriculosa* etc.) durch Begünstigung des Pfeifengrases (*Molinia*) und/oder der Haarbinse (*Trichophorum caespitosum*). (Foto: Otto Kraus)

Foto 36: (zu Kap. 2.1.1.4): Vergleich einer durch Rinder beweideten Streuwiesenfläche (linke Bildhälfte) mit einer unregelmäßig gemähten Fläche (rechte Bildhälfte) südlich des Zellsees/Lkr. WM). Auf der beweideten Fläche dominieren verschiedene Kleinseggenarten wie *Carex panicea* und *Carex flava* agg., die hochwüchsigen Schaftpflanzen sind stark zurückgedrängt. Die unbeweidete Fläche zeichnet sich durch den Aspekt mit dem Preußischen Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*) aus, das auf der beweideten Fläche völlig verbissen und daher auf dem Bild nicht sichtbar ist. Solche unbeweideten (oft auch angedüngten) Streuflächen können sich in der Brachephase in ausgedehnte Mädesüß-Hochstaudenfluren verwandeln. Vor allem im Randbereich und auf wohldosierten kleineren Teilflächen sollten derartige ornithologisch und entomologisch wichtige Habitate belassen und nicht wieder zurückgeführt werden. (Foto: B. Quinger, 8/1994)

Foto 37: Quellnasse Hangmoore können unter konzentrierter Rinderbeweidung aber auch stark geschädigt werden. Beispiel aus dem Raum Erling/STA. Eine Wiederaufnahme der Mahd ist auf solchen Standorten durch das weidebedingte Mikrorelief sehr erschwert. Bult-Zwischenräume können auf amoorigen oder mineralischen Standorten verbinsen und verhochstauden (z.B. mit *Eupatorium*).

Foto 38: Vergleich einer regelmäßige gemähten Schwalbenwurzenezian-Pfeifengraswiese (linke Bildhälfte) mit einer durch Rinder beweideten und zugleich aufgedüngten ehemaligen Streuwiesenfläche (rechte Bildhälfte) in der östlichen Grasleitener Moorlandschaft bei Deimenried (Lkr. WM). Auf der beweideten Fläche herrschen Binsen-Arten wie Flatterbinse (*Juncus effusus*) und der Blaugrüne Binse (*Juncus inflexus*) sowie Hochstauden wie die Roß-Minze (*Mentha longifolia*) vor, die bei Beweidung und Eutrophierung gefördert werden.

(Foto: B. Quinger; 9/1994)

Foto 39: (Kap. 2.2.1.2.1.2): Etwa 10 Jahre alte Faulbaum-Verbuschung auf Streuwiesenbrache im Eberfinger Drumlinfeld bei Farchenbichl (Lkr. WM). Rückführung in den ursprünglichen blütenreichen Zustand ist in diesem fortgeschrittenen Verbuschungsstadium kaum mehr sinnvoll möglich. Angesichts der großen Streuwiesenverluste in der Vergangenheit sollte alles unternommen werden, weitere Streuwiesentrückgänge durch rasche Wiederaufnahme der Pflege zu vermeiden. (Foto: B. Quinger; 8/1993)

Foto 40: (Kap. 1.11.3.1): Fichten-Anflug und Fichten-aufforstung (Ergänzungspflanzung) auf Streuwiesenbrache (Pfeifengraswiese) in der Grasleitener Moorlandschaft (Lkr. WM).

Der gegenwärtig zu verzeichnende Aufforstungsdruck stellt eine erhebliche aktuelle Gefährdung zahlreicher verbliebener Streuwiesen dar. (Foto: B. Quinger; 5/1992)



35



39



36



37



40



38



41

Foto 41 (links): Jedoch wäre eine generelle Verdämmung von Beweidung auf ehemaligen Streuwiesenstandorten bzw. auf streuwiesenanalogen Standorten verfehlt. Insbesondere innerhalb alter Allmendeweide konnten sich äußerst struktur- und artenreiche, floristisch und faunistisch wertvolle "Moorparklandschaften" herausbilden, die das Artenspektrum der reinen Streuwiesen deutlich erweitern. Beispiel: Weidegenossenschaft Fronreiten/WM.

Foto 42 (unten): Die naturschutzfachlich "negative" oder "positive" Wirkung des Weidefaktors ist stark von der Weideart und den standörtlichen Voraussetzungen abhängig. Beispielsweise kann eine sorgfältig behirtete Schafbeweidung auf nicht zu nassen Anmoor- und Alluvialstandorten, Blütenaspekte wie auf den allerschönsten Streuwiesen hervorrufen (Semptwiesen bei Eichenhofen/ED).



43



42



44

Foto 43: (Kap. 4.2.2.1.5): Niedermoorrinne mit sehr seltenen Lückenpionieren wie Sumpf-Fetthenne (*Sedum villosum*) in der hochmontanen Stufe innerhalb einer mit Rindern bestoßenen Almweide der Chiemgauer Alpen (Lkr. TS). Die Pflege derartiger quelliger Niedermoorstandorte sollte auch künftig in der traditionellen Form geschehen. (Foto: B. Quinger; 7/1995)

Foto 44: (Kap. 1.11.3.1): Weiheranlage in einem Quellhangmoor bei Bairawies (Lkr.TÖL). (Foto: B.Quinger; 8/1993)



45

Foto 45: (Kap. 4.2.1.1, Leitbild 2): Quellmoor mit Sinterkalkfächern. Eines der grundlegenden Pflegeziele besteht in der unversehrten Erhaltung der vielfältigen Sinterstrukturen. Hierauf ist künftig bei der Wahl der einzusetzenden Mittel und Geräte unbedingt Rücksicht zu nehmen! Bei möglichen Zielkonflikten zwischen übermäßiger Reliefbelastung und artenfördernder Mahd sollte die Reliefsicherung im Zweifelsfall Vorrang genießen. Insbesondere für die in dieser Qualitätsausprägung sehr selten gewordenen Quellkalkfächer-Bereiche sollte diese Maßgabe gelten (Lkr. TÖL). (Foto: B. Quinger; 8/1994)

Foto 46: In der Pilotphase der Streuwiesenpflege wurde beim Maschineneinsatz immer wieder Lehrgeld bezahlt, wie hier bei der aufwendigen Bergung eines Spezialmähergerätes. Die Grenze einer sinnvollen Pflege ergibt sich nicht nur aus dem biotisch-ästhetischen Optimalzustand, sondern auch aus der gesamtökonomischen und -ökologischen Bilanzierung aus Aufwand, unbeabsichtigten Sekundärwirkungen (z.B. beim Geräteferntransport) und Pflegeerfolg. Je länger mit der Wieder-Inpflegenahme vieler Streuwiesen gewartet wird desto ungünstiger ist im allgemeinen die Ökobilanz der Erstpflge.



Foto 47: Am schwierigsten ist die Mähgut-Bergung auf weichen Quellmooren. Ohne Einsatz teurer und oft über größere Entfernungen anzutransportierender Spezialtechnik bleibt oft nur das händische Herausziehen, wie hier durch einen Maschinenring im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Kelheim im Sippenauer Moor. Werden solche quelligen Zonen nicht vor einem Schleppereinsatz ausgemacht, würden unvermeidbare "Pflegeschieden" durch die Maschinenbergung (siehe oben) eintreten. Jedoch ist nicht jede, nur flach eingedrückte, Schlepperfahrspur gleich ein Pflegeschaden. Es können durchaus akzeptable Wuchsstellen für konkurrenzschwache gefährdete Arten wie z. B. Schlauchenzian, Zweihängige Segge, Fettkraut und Mehlprimel entstehen.



Foto 48: Bei tiefer Mähwerkseinstellung auf Langzeit-Streuwiesenbrachen oft unvermeidbare Abschereffekte und Tonsuren können in Maßen durchaus als Regenerationshilfen betrachtet werden. Rosettenpflanzen, z.T. sogar Kleinseggen- und Schoenus-Neukeimlinge siedeln sich darauf an. Eine Schnitthöhe, die solche Verwundungen völlig vermeiden, hat oft genug keinen nennenswerten Ernteeffekt mehr und ändert dann wenig am Brachezustand. Auch hier zeigt sich wieder die Notwendigkeit schnellstmöglichen Pflegebeginns auf Streuwiesenbrachen, um eine weitere Verbultung und damit immer aufwendigeres geräteverschleißendes Abscheren zu minimieren.



Foto 49: (Kap. 4.2.1.1, Leitbild 1): Gemähter Seeried-Streuwiesen-Komplex im Ammersee-Südferbereich mit Brachestreifen und Brachefeldern. Die Brachestreifen sollen Überwinterungshabitate für verschiedene Insekten erhalten. Infolge wechselnder Breitenausdehnungen und der Kombination von geraden und gebogenen Linien wirken die Bracheinseln nicht stereotyp schematisch ins Gelände plaziert (Lkr. WM). (Foto: B. Quinger; 4/1994)

