



Moorrenaturierung – Praxis und Erfolgskontrolle

Laufener Seminarbeiträge 1/03

Zum Titelbild: Angestauter Graben in einem verheideten Hochmoor (Weidfilz bei Seeshaupt, Landkreis Weilheim-Schongau) nach 5 Jahren: *Calluna vulgaris* (Heidekraut) ist durch *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras) ersetzt; die Wasserfläche mit flutendem *Sphagnum cuspidatum* (Schmalblättriges Torfmoos) weitgehend zugewachsen; zu tief stehende Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und Spirken (*Pinus uncinata*) sind abgestorben. (vgl. Beitrag von BRAUN/SIUDA auf S. 171-186) (Foto: Wolfgang Braun)

Laufener Seminarbeiträge 1/03

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175-0852

ISBN 3-931175-69-3

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

Die mit dem Verfasseramen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Herausgeber wieder. Die Verfasser sind verantwortlich für die Richtigkeit der in ihren Beiträgen mitgeteilten Tatbestände.

Die Zeitschrift und alle in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge sind urheberrechtlich geschützt. Jede Verwedung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der AutorInnen oder der Herausgeber unzulässig.

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach (ANL, Ref. 12) in Zusammenarbeit mit Dr. Christian Stettmer (ANL)
Satz: Christina Brüderl (ANL), Fa. Hans Bleicher, Laufen (Farbseiten)
Druck und Bindung: Lippl Druckservice GmbH, Tittmoning
Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

Moorrenaturierung – Praxis und Erfolgskontrolle

Tagungsband der beiden Fachtagungen

**„Moorrenaturierungspraxis –
Echte Chance oder nur Kosmetik?“**

am 3./4. Mai 2000 in Rosenheim

und

„Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“

am 21./22. November 2002 in Rosenheim

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)
D-83406 Laufen/Salzach, Postfach 1261
Telefon (08682) 8963-0
Telefax (08682) 8963-17 (Verwaltung) und 8963-16 (Fachbereiche)
E-mail: poststelle@anl.bayern.de
Internet: <http://www.anl.de>

2003

Inhalt (LSB 1/03 Moorrenaturierung – Praxis und Erfolgskontrolle • ANL 2003)		Seite
Programme der Fachtagungen		4-5
Einführung	Christian STETTMER	6
Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ am 3./4. Mai 2000		
Moorrenaturierung – Grundlagen und Anforderungen	Armin SCHOPP-GUTH und Christiane GUTH	7-22
Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren	Jürgen EIGNER	23-36
Das Moorentwicklungs-konzept Bayern	Walter MEIER	37-46
Zur Vegetationsentwicklung in zwei naturnahen süd-bayerischen Hochmooren – Welche Konsequenzen lassen sich für die Renaturierungspraxis ableiten?	Robert FRANKL, Monika FETT und Hans SCHMEIDL	47-53
Moorrenaturierung in Österreich – Fallbeispiele	Robert KRISAI	55-58
Moorrenaturierung in der Schweiz – Rechtliche und administrative Anforderungen	Meinrad KÜTTEL	59-61
Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. November 2002		
Konsequenzen aus ersten Hochmoor-Regenerationsprojekten im Kanton Zürich: Konzeption und Umsetzung eines kantonalen Regenerations-Programmes	Roland HAAB und Xaver JUTZ	63-87
Konzeption und erste Ergebnisse eines Monitoring-programms im Anschluss an das Life-Projekt „Erhaltung“ und Wiederherstellung des Trebeletalmoores“ 1998-2002	Volker WACHLIN, Wilfried STARKE und Kornelis J. VEGELIN	89-110
Das Abflussgeschehen von unterschiedlich genutzten Hochmooreinzugsgebieten – untersucht bei Erfolgskontrollen im Rahmen der Moorrenaturierung der Bayerischen Staatsforstverwaltung	Alois ZOLLNER	111-119
Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten Hoch- und Übergangsmoorflächen in Moosourach	Marika BERNRIEDER	121-146
Monitoring und Erfolgskontrolle im Freisinger Moos	Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT, Hans SCHWAIGER und Armin BECKMANN	147-170
Auswirkungen des Gewässer-Anstaus in einem verheideten Hochmoor nach acht Jahren (Weidfilz, NSG Osterseen im Landkreis Weilheim-Schongau)	Wolfgang BRAUN und Cornelia SIUDA	171-186
Zentrum für Umwelt und Kultur: 10 Jahre Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen und Erfolgskontrolle in den Loisach-Kochelsee-Mooren	Elisabeth PLEYL	187-195
Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit in Süd-deutschlands größtem Niedermoor – Donaumoos	Ulrich SORG	197-202
Empfehlungen zur Anwendung verschiedener Mahd-Managements zur Pflege der Streuwiesen im bayerischen Alpenvorland	Burkhard QUINGER	203-222
Tierökologische Anforderungen an das Streuwiesen-Mahdmanagement mit kritischen Anmerkungen zur Effizienz der derzeitigen Pflegepraxis	Markus BRÄU und Andreas NUNNER	223-239

Programme der Fachtagungen

„Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ am 3./4. Mai 2000 in Rosenheim

Mittwoch, 3. Mai 2000

Dr. Christian Stettmer, Dipl. Biol., ANL	Begrüßung und Einführung
Dr. Armin Schopp-Guth, Dipl. Biol., Büro für Landschaftsplanung und GIS-Entwicklung, Bad Honnef	Moorrenaturierung – Grundlagen und Anforderungen
Dr. Jürgen Eigner, Dipl. Biol., Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Flintbeck	Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren
Christian Ginzler, Dipl. Biol., Eidgen. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, CH-Birmensdorf	Hydrologische Prozesse bei der Hochmoor- regeneration
Dr. Robert Frankl, Dipl. Biol., Universität Marburg	Langzeitstudien an intakten Hochmooren und ihre Aussagekraft für die Renaturierungspraxis
Peter Staubli, Dipl. Biol, Beck & Staubli Umweltmanagement und Naturschutzberatung, CH-Oberägeri	Maßnahmen zur Regeneration von Hochmooren in der Schweiz

Donnerstag, 4. Mai 2000

Dr. Meinrad Küttel, Dipl. Biol., Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, CH-Bern	Moorrenaturierung in der Schweiz – Rechtliche und administrative Anforderungen
Dr. Karin Marti, Dipl. Biol., TOPOS, Zürich	Pufferzonen für Moorbiotope
Prof. Dr. Robert Krisai, Dipl. Biol., Universität Salzburg	Moorrenaturierung in Österreich – Fallbeispiele
RD Walter Meier, Dipl. Ing., Landesamt für Umweltschutz, Augsburg	Moorschutz in Bayern – Konzeptionelle Grundlagen für die Renaturierung
Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, TU München, Freising/Weihenstephan	Hochmoorrenaturierung in Bayern
Dr. Christian Stettmer (Leitung)	Zusammenfassung und Abschlussdiskussion

„Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. November 2002 in Rosenheim

Donnerstag, 21. November 2002

Dr. Peter Hütten, Leiter der Abteilung 8, Regierung von Oberbayern, München	Grußwort
Dr. Christian Stettmer, Dipl. Biol., ANL	Begrüßung und Einführung

Dr. Jens Sachteleben,
Dipl. Biol., PAN, München

Leitlinien für die Erfolgskontrolle in ober-
bayerischen Mooren

Roland Haab,
Dipl. Ing., Naturplan, Zürich

Hydrologie intakter und degenerierter Moore –
Anforderungen an die Erfolgskontrolle

Katrin Runze,
Landesamt für Umwelt, Naturschutz
und Geologie, Güstrow und
Volker Wachlin,
Institut für Landschaftsökologie und
Naturschutz, Greifswald

Moorschutz und Erfolgskontrollen in
Mecklenburg-Vorpommern am Beispiel
des Trebeltalmoores

Alois Zollner, Dipl. Ing.,
Waldarbeitsschule Laubau

Erfolgskontrollen bei der Moorrenaturierung
der Bayerischen Staatsforstverwaltung

Roland Weid,
Dipl. Biol., HNB Oberbayern, München

Moorschutz in Oberbayern und dessen Erfolgs-
kontrolle – Eine Einführung

Marika Bernrieder,
Bosch & Partner GmbH, München

Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich
genutzten Hoch- und Übergangsmoorflächen in
Mooseurach

Freitag, 22. November 2002

Hans Schwaiger,
Dipl. Biol., Freising und
Armin Beckmann,
Dipl. Ing., Freising

Veränderungen im Freisinger Moos und Erfolgs-
kontrollen von Pflegemaßnahmen

Dr. Wolfgang Braun,
ehem. Landesanstalt für Bodenkultur
und Pflanzenbau, Karlsfeld und
Cornelia Siuda,
Dipl.-Ing., Neu-Esting

Auswirkungen des Wasseranstaus in einem
Hochmoor nach acht Jahren (Weidfilz, NSG
Osterseen; Landkreis Weilheim-Schongau)

Elisabeth Pleyl,
Dipl. Ing., Zentrum für Umwelt und Kultur,
Benediktbeuern

10 Jahre Umsetzung und Erfolgskontrolle in den
Loisach-Kochelseemooren

Hubert Anwander,
Dipl. Biol., ASW, Ettenbeuren

Erfolgskontrolle im Artenhilfsprogramm Hoch-
moorgelbling und weiterer bedrohter Tagfalter der
Moore des Alpenvorlandes

Ulrich M. Sorg, Dipl. Ing.,
HAUS im MOOS, Karlshuld

Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit in Süd-
deutschlands größtem Niedermoor „Donaumoos“

Burkhard Quinger,
Dipl. Biol., Herrsching

Reaktion der Streuwiesenvegetation auf unter-
schiedliche Mahdmanagements – Schlussfolgerun-
gen für die praktische Anwendung

Markus Bräu, Dipl. Ing.,
Ifuplan, München

Tierökologische Anforderungen an das Streuwie-
sen-Mahdmanagement – Mit kritischen Anmerkun-
gen zur Effizienz der derzeitigen Pflegepraxis

Moorrenaturierung – Praxis und Erfolgskontrolle

Einführung zum Tagungsband

Christian STETTNER

Terra etsi aliquanto specie differt, in universum tamen aut silvis horrida aut paludibus foeda, umidior qua Gallias, ventosior qua Noricum ac Pannoniam adspicit. (Gaius Cornelius Tacitus „De origine et situ Germanorum“ 109 A.D.)

Das Land zeigt zwar im einzelnen einige Unterschiede; doch im ganzen macht es mit seinen Wäldern einen schaurigen, mit seinen Sümpfen einen widerwärtigen Eindruck. Gegen Gallien hin ist es reicher an Regen, nach Noricum und Pannonien zu windiger. (Gaius Cornelius Tacitus „De origine et situ Germanorum“ 109 A.D.)

Ob Sümpfe und Moore, wie Tacitus schreibt, dem Land Germanien ein widerwärtiges Gepräge verleihen, sei der Beurteilung jeden einzelnen überlassen. Aus Sicht des Naturschutzes ist es leider so, dass unser Land heutzutage viel von seiner ursprünglichen „Widerwärtigkeit“ verloren hat. Bis vor etwa 250 Jahren waren weitgehend intakte Moorökosysteme mit rund 5% der Gesamtfläche Deutschlands ein vertrauter Anblick. In Bayern, das mit seinem Alpenvorland und den Alpenquertälern, in denen 80% der bayerischen Hoch- und Übergangsmoore liegen, zu den besonders moorreichen Gebieten Mitteleuropas zählt, sind nur etwa 10% der Hochmoore von ihrer Zerstörung verschont geblieben. Selbst in den verbliebenen Moorflächen findet man nur mehr in Teilbereichen die Funktionsabläufe eines ökologisch intakten Moores. Die ökologische Qualität eines Moores zeigt sich recht gut im Vorkommen spezialisierter Tier- und Pflanzenarten, die anderswo nicht überleben können. Bei den Libellen weisen von den in Bayern vorkommenden 73 Arten, 26 (36%) eine hohe Moorbindung auf, bei Tagfaltern sind es von 163 Arten, 37 (23%) und bei den Reptilien von 10 Arten 4 (40%). Die Folgen der Moorzerstörung haben demzufolge auch die entsprechenden negativen Konsequenzen in der Bestandssituation dieser Lebensraumspezialisten. In Bayern sind von den 16 vom Aussterben bedrohten Libellenarten 50% Moorbewohner. Über den naturschutzfachlichen Stellenwert von Moorlebensräumen und ihre Schutzwürdigkeit besteht vor dem Hintergrund solcher Zahlen wohl kaum Diskussionsbedarf.

Artikel 3 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) fordert im Rahmen des Netzwerkes Natura 2000 den Fortbestand bzw. die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands für natürliche Lebensraumtypen des Anhangs I. Gerade im besonders moorreichen Freistaat Bayern finden sich viele

Flächen auf die diese Forderung zutrifft. Hauptgefährdungsfaktor der Moore sind Entwässerungsmaßnahmen. Dem Naturschutz, in vielen Fällen auch den Forstbehörden, fällt nun die Aufgabe zu, noch ursprüngliche Moorflächen zu erhalten und gestörte, aber noch regenerationsfähige Hochmoore wieder in einen naturnäheren Zustand zu versetzen. Mittlerweile wird versucht, viele der durch Entwässerung und Folgenutzungen wie Aufforstungen, Abtorfungen und Landwirtschaft denaturierten Moore wieder in einen naturnäheren Zustand zu bringen. Das Handlungsinstrumentarium reicht dabei seitens des Naturschutzes vom Landschaftspflegeprogramm, dem Vertragsnaturschutzprogramm und Erschwerenausgleich bis hin zu Fördermitteln aus dem Bayerischen Naturschutzfonds.

Gerade bei den komplexen Fragestellungen und interdisziplinären Anforderungen die sich bei der Renaturierung von Mooren ergeben, spielt der Erfahrungsaustausch eine sehr große Rolle. Die ANL hat diesen Bedarf schon vor einigen Jahren erkannt und so fand im Jahre 2000 in Rosenheim bereits eine ANL-Tagung mit dem Thema: „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ statt. Die damalige, für mich fast überraschend große, Resonanz zeigte, welch hohen Stellenwert das Thema „Moore“ in Naturschutzkreisen hat. Wir konnten damals nur einen Ausschnitt des gesamten Spektrums der Moorrenaturierung vorstellen, so dass eine weitere, das Themenfeld komplettierende Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ im November 2002 folgte.

In beiden Tagungen war es unser erklärtes Ziel den aktuellen wissenschaftlichen und praktischen Kenntnisstand zur Moorrenaturierung zusammenzutragen und vorzustellen. Um all diese Beiträge einem breiten Interessentenkreis zugänglich zu machen, haben wir uns entschlossen die Referentenbeiträge beider Tagungen im Rahmen der ANL-Publikationen „Laufener Seminarbeiträge“ (LSB) zu veröffentlichen. Dieser LSB liegt nun vor und es freut mich ganz besonders, dass es uns zu beiden Tagungen gelungen ist, eine sehr interessante Themenauswahl zu treffen und so viele versierte Fachleute als Referenten und als Autoren für diesen Tagungsband gewinnen zu können. Ich hoffe dass wir unserem Anspruch einen guten Überblick über das Thema der Moorrenaturierung zu geben, gerecht werden konnten und dieser LSB mit seinen vielen interessanten Beiträgen von einem breiten Publikum mit Gewinn gelesen wird.

Moorrenaturierung - Grundlagen und Anforderungen

Armin SCHOPP-GUTH und Christiane GUTH*

1. Einführung

Nach den Naturschutzgesetzen des Bundes und der Länder sind „Maßnahmen, die zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigung“ der folgenden Feucht-Biotopfe führen können, „unzulässig“: Moore, Sümpfe, Röhrichte, seggen- und binsenreiche Nasswiesen, Quellbereiche, naturnahe und unverbaute Bach- und Flussabschnitte, Verlandungsbereiche stehender Gewässer, Bruch-, Sumpf- und Auwälder sowie Salzwiesen (§20c BNatG**). Auch die Europäische Gemeinschaft fordert von ihren Mitgliedsländern in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie einen konsequenten Schutz für die entsprechenden, in Anhang I aufgelisteten „Lebensräume“ ein. Damit stehen die wesentlichen naturnahen Elemente von Feuchtgebieten und Feuchlandschaften unter strengem gesetzlichem Schutz. Dennoch werden die Roten Listen für Tier- und Pflanzenarten feuchter Lebensräume länger und länger. Selbst in ausgewiesenen Schutzgebieten verschwinden immer mehr spezifische Feuchtarten, weil sie meist zu klein und zu isoliert sind und von ihrer Umgebung so beeinträchtigt werden, dass sich ihr Zustand nicht erhalten lässt. Auf der anderen Seite verliert die Landschaft zunehmend ihre Wasserrückhaltfähigkeit. Niederschläge werden rasch und oberflächlich abgeleitet. Der Oberflächenabfluss von Stark-Niederschlägen richtet oft große Schäden an und macht vermeintlich immer größeren technischen Aufwand zur Wasserführung und Wasserrückhaltung notwendig.

Es ist daher offensichtlich, dass die Unterschutzstellung einzelner, verbliebener Moorbiotopfe bei weitem nicht ausreicht, um die für Mitteleuropa typische Flora und Fauna der Moore dauerhaft zu sichern und die Funktionen der Moore im Landschaftshaushalt zu erfüllen. Die umfassende Renaturierung dieser Feuchtlebensräume ist notwendig.

2. Begriffe

2.1 Moore, Moorbiotopfe und Moorlandschaften

Unter Moor wird hier ganz allgemein die landschaftliche Einheit eines Torf- bzw. Moorkörpers verstanden, der sich von seinem mineralischen Untergrund

und seiner mineralischen Umgebung abgrenzt (SUC-COW 1988, PFADENHAUER 1994). Ein Moor weist eine spezifische Entwicklungsgeschichte und hydrologische Genese auf. Seine Teilsysteme stehen untereinander, mit ihren Wassereinzugsgebieten und der Atmosphäre in einem funktionalen Zusammenhang, der für die Erhaltung und Renaturierung von größter Bedeutung ist. Seine ursprünglichen landschaftsökologischen Funktionen sind in biotischer Hinsicht die Bereitstellung von Lebensraum für zahlreiche spezifisch an nasse Verhältnisse angepasste Tier- und Pflanzenarten. Zu seinen abiotischen Funktionen zählen die Aufnahme von Stoffen aus dem Stoffkreislauf und ihre dauerhafte Speicherung in den Torfen, die Aufnahme und Retention von Überschusswasser in der Landschaft sowie die ausgleichende Wirkung auf den Wärme- und Luftfeuchtigkeitshaushalt. Auch in ästhetischer Hinsicht kommt naturnahen Mooren hohe Bedeutung zu, hat sich ihr Bild in der Gesellschaft doch von einem als „unkultiviert“, abstoßend, gar bedrohlich empfundenen Landschaftsraum zu einer als angenehm, entspannend und gleichermaßen interessant wirkenden Natur- oder extensiv genutzten Kulturlandschaft gewandelt, wovon nicht nur in moorreichen Gegenden Tourismus und Naherholung profitieren.

Moore in diesem Sinne können mehr oder weniger naturnah sein und dann ihre landschaftsökologischen Funktionen voll erfüllen (Abb. 1). Sie können jedoch auch intensiv genutzt und naturfern sein. In ökologischer Hinsicht sind sie dann tot und bleiben als die Umwelt belastender Torfkörper in der Landschaft erhalten (zur Diskussion landschaftsökologischer Moor-Definitionen siehe z.B. SUC-COW 1988, PFADENHAUER 1994, KAPFER & POSCHLOD 1997, RINGLER 1999, SCHOPP-GUTH 1999). Definitionen, die den Begriff Moor enger fassen, wie z.B. in der Biotopkartierung, oder ausschließlich für Wachstums- und Stillstandskomplexe verwenden, schließen demgegenüber einen entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Zustand aus. Genutzte Moore werden dann vergleichbar dem englischen Begriff „peatlands“ auch als Torflandschaften bezeichnet (z.B. DIERSSEN & HÖRMANN 1999, TREPEL et al. 1999). Zur Darstellung der mit der Moornutzung verbundenen Probleme und Defizite in landschaftsökologischer Hinsicht, die die Notwendigkeit

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ am 3./4. Mai 2000 in Rosenheim.

** bzw. BNatSchGNeuregG § 30.

zur Renaturierung begründen, erscheint jedoch der hier verwendete Moorbegriff besser geeignet.

Entsprechend dem Prinzip ihrer hydrologischen Entstehung lassen sich in Mitteleuropa acht entwicklungs- und hydrologisch-geographische Moortypen unterscheiden. Die überwiegend von mineralstoffreichem Grund- und Oberflächenwasser ernährten Grundwassermoore werden 7 Typen zugeordnet: Verlandungsmoore, Versumpfungsmoore, Kesselmoore, Quellmoore, Hangmoore, Durchströmungsmoore und Überflutungsmoore. Bei den durch Niederschläge ernährten Regenmooren ist das hydrologische Entstehungsprinzip vergleichsweise einheitlich, wobei je nach geologischen und reliefbedingten Voraussetzungen sowie Art und Menge der Niederschläge morphologisch deutlich unterscheidbare Varianten auftreten können. Zu ihnen werden hier auch Deckenmoore oder Kondenswassermoore der Gebirgslagen gezählt, die teilweise als eigenständige Typen behandelt werden (STEINER 1992, RINGLER 1999). Ein Moorökosystem kann dabei räumlich und

in seiner zeitlichen Entstehung aus unterschiedlichen hydrologischen Moortypen zusammengesetzt sein. Die Begriffe Hoch- bzw. Niedermoor werden im folgenden vorwiegend im Sinne des Biotoptyps verwendet, ansonsten jedoch weitgehend vermieden, da sie in ökologischer, biotoptypischer, bodenkundlicher oder hydrologischer Hinsicht ganz unterschiedliche Bedeutung haben.

2.2 Renaturierung

Unter Renaturierung wird ganz allgemein die Überführung von Ökosystemen oder Lebensräumen in einen naturnäheren Zustand verstanden (PFADENHAUER 1981). Renaturierung schließt dabei die Regeneration mit ein. Eine Regeneration im Sinne der Wiederherstellung eines Zustandes, der dem Ausgangszustand weitgehend nahe kommt, ist allerdings nur bei wenig gestörten Moorökosystemen möglich. In stark gestörten Moorökosystemen ist aufgrund des Torfverlustes und der vollkommen veränderten Torfbeschaffenheit und Hydrologie der Ursprungszustand nicht wiederherstellbar. Von Regeneration kann man

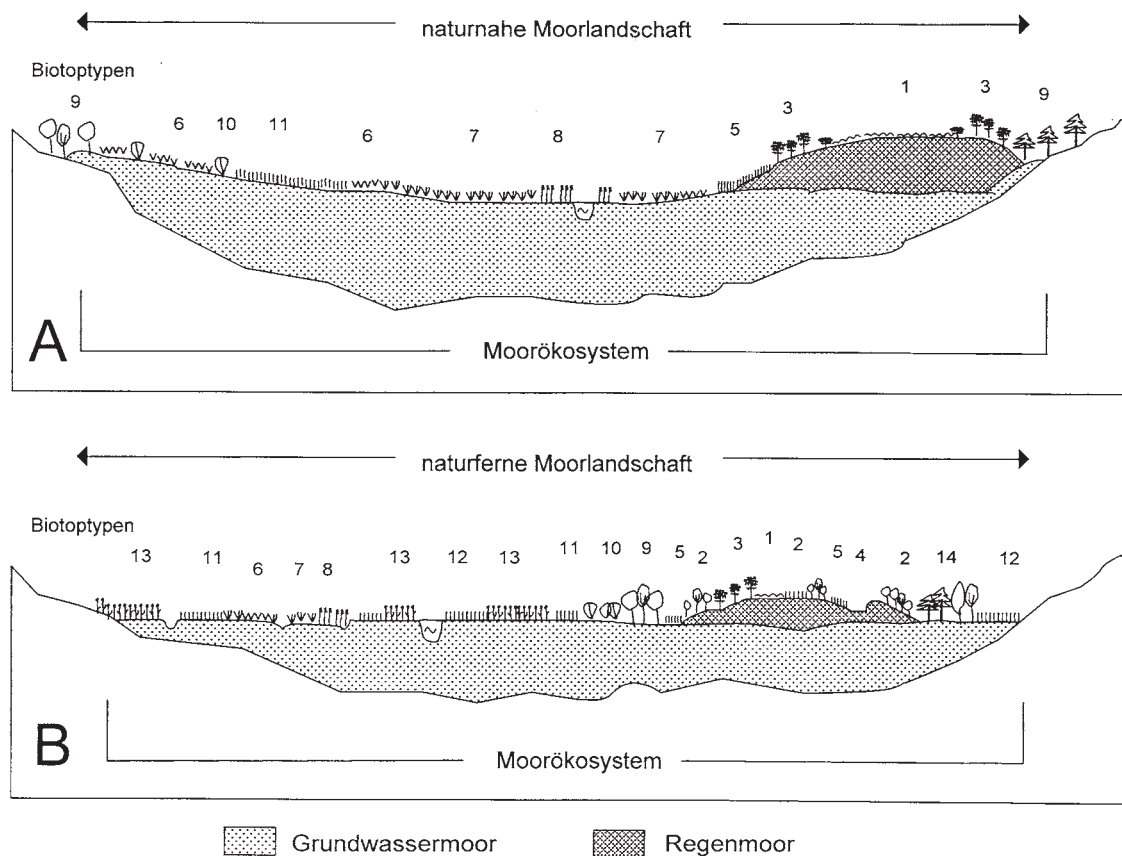


Abbildung 1

Schematischer Schnitt durch ein naturnahes (A) und ein naturfernes (B) Moorökosystem. Die Moore setzen sich zusammen aus einem Grundwassermoor und einem Regenmoor. Sie tragen Moorlandschaften, die sich unter anderem aus Moorbiotopen, Feuchtgrünland-Biotopen und Biotopen der intensiv genutzten Kulturlandschaft zusammensetzen. Nur dort, wo die Biotoptypen Hochmoor, Übergangs- oder Zwischenmoor, Moorwald, Niedermoor, Großseggenried, Röhricht oder Bruchwald auftreten, ist das Moor mehr oder weniger intakt.

Biotoptypen: 1 = Hochmoor, 2 = Hochmoor-Degenerationsstadien, 3 = Moorwald, 4 = Torfstich, 5 = Zwischenmoor, 6 = Niedermoor, 7 = Großseggenried, 8 = Röhricht, 9 = Bruchwald, 10 = Gebüsch nasser Standorte, 11 = Feuchtgrünland, 12 = Intensivgrünland, 13 = Acker, 14 = Forst. (Profil stark überhöht, Darstellung nicht maßstabsgerecht; aus SCHOPP-GUTH 1999.)

Tabelle 1

Wiederherstellbarkeit von Torfbildungsprozessen

• = möglich, •• = schwer möglich, ••• = langfristig eventuell möglich, jedoch bei aktuellen Nährstoffeinträgen und Klimaveränderungen Entwicklung noch unklar (?); dunkelgrau = kennzeichnende ökologische Moortypen, hellgrau = beigeordnete ökologische Moortypen

Hydrologischer Moortyp	Ökologischer Moortyp	eutroph	oligo- bis mesotroph kalkhaltig	oligo- bis mesotroph subneutral	mesotroph sauer	oligotroph sauer
Überflutungsmoor		•	••			
Verlandungsmoor		•	••	••	••	••• ?
Versumpfungsmoor		•		••	••	
Quellmoor		•	••	••	••	
Hangmoor		•		••	••	
Durchströmungsmoor			••• ?	••• ?	••• ?	
Kesselmoor				••	••• ?	••• ?
Regenmoor					••	••• ?

daher nur dann sprechen, wenn etwa die Wiederherstellung des Torfwachstums, torfbildender Biotoypen oder eines hydrologischen Torfbildungsprinzips gemeint ist und nicht der ursprüngliche Zustand des Ökosystems (SLIVA 1997).

Doch auch die ursprünglichen hydrologischen Bedingungen der Moorentstehung lassen sich oft nicht oder nur schwer wiederherstellen. Daher müssen beispielsweise für großflächig abgetorfte Regenmoore (SLIVA 1997) oder „vernutzte“ Grundwassermoore (VAN DIGGELEN 1998, SUCCOW 1998) unabhängig vom hydrologischen Entstehungsprinzip je nach Ausgangslage neue Entwicklungsziele für die Renaturierung formuliert werden. Vergleichsweise einfach (wieder-)herstellbar ist durch Einstau ein Verlandungsregime oder Überstau ein Versumpfungsmoor, wenn die dauernde Wassersättigung gewährleistet werden kann (Tab. 1). Auch Überrieselungsregime (Hangmoore) oder Quellmoorregime lassen sich wiederherstellen, wenn Entwässerungseinrichtungen entfernt und Zuflüsse wiederhergestellt sind. Schwieriger ist die Wiederherstellung des Torfwachstums bei solchen Mooren, die als „selbstregulierende“ Ökosysteme (JOOSTEN 1993) ihren eigenen Moorwasserstand aufbauen können und ein autonomes Torfwachstum aufweisen, wie Regenmoore, Durchströmungsmoore oder Kesselmoore. Das zugrunde liegende hydrologische Prinzip ist nur dann wiederherstellbar, wenn sie nur gering geschädigt sind. Bei starker Schädigung lassen sich beispielsweise in Kesselmooren auf absehbare Zeit nur Verlandungs- oder Versumpfungsmoore herstellen. Bei intensiv genutzten Durchströmungsmooren können in vorflutnahen Bereichen je nach Grundwasserständen Überflutungs- oder Verlandungsregime initiiert werden, in Hanglagen ein Überrieselungsregime (SUCCOW 1998). Ob und wann sich aus letzterem wieder ein Durchströmungsmoor entwickeln könnte, ist dabei nicht absehbar. Auch bei

Regenmooren werden auf absehbare Zeit, ähnlich der Entwicklung in Handtorfstichen, nur Zwischenmoorstadien möglich sein (PFADENHAUER & GROOTJANS 1999), die innerhalb des degradierten Regenmoorkomplexes eher Verlandungs- oder Versumpfungsmoore aufweisen.

Bei den heute vorherrschenden eutrophierten Böden, Grund- und Oberflächenwassern und den Nährstoffeinträgen über die Luft sind auf absehbare Zeit meist nur eutrophe Wachstumskomplexe zu erreichen. Chancen, oligo- bis mesotrophe Moorwachstumsbedingungen wiederherzustellen, bestehen in Deutschland bestenfalls bei wenigen, nur schwach geschädigten Mooren. Da in oligo- bis mesotrophen Mooren mit autarkem Torfwachstum jedoch die Torfbildungsraten am höchsten sind, muss ihre Wiederherstellung vorrangig betrieben werden. Dabei ist zu beachten, dass selbst im Falle oligotropher, intakter Regenmoore Nähr- und Schadstoffeinträge über die Luft zu Veränderungen des Stickstoff- und Kohlenstoffmetabolismus torfbildender Arten und damit sowohl zu Veränderungen der Stoffumsätze im Akrotelm als auch zu schleichenden Veränderungen der Artenausstattung führen können (z.B. LÜTKE-TWENHÖVEN 1992, FRANKL 1996, VAN DER HEIJDEN et al. 2000). Neben Maßnahmen zur Renaturierung ist hier prinzipiell die Politik zur Verwirklichung von Maßnahmen zur Luftreinhaltung gefordert.

3. Zustand der Moore in Deutschland und Begründung für die Notwendigkeit zur Renaturierung

3.1 Moorflächenverluste

Von der für den Beginn des 18. Jahrhunderts auf über 1,67 Mio. ha geschätzten und ökologisch intakten

Tabelle 2

Geschätzte Fläche von Grundwassermooren und Regenmooren für die Bundesländer und Anteil an der Landesfläche in %. Daten zusammengestellt aus SUCCOW 1988, EIGNER & SCHMATZLER 1991, GROSSE-BRAUCKMANN 1997, DREWS, LANU-SH 1998 schr., ZEITZ et al. 1998, PRECKER 1999, SCHOPP-GUTH 1999, TREPEL et al. 1999, LENSCHOW & THIEL 2000.

	Grundwassermoor		Regenmoor		Moorfläche gesamt	
	ha	%	ha	%	ha	%
Niedersachsen, Bremen	185.000	3,9	250.000	5,3	435.000	9,2
Mecklenburg-Vorpommern	292.000	12,3	5.000	0,23	297.000	12,6
Brandenburg, Berlin	211.000	7,3	200	0,01	211.200	7,3
Bayern	120.000	1,8	45.000	0,8	165.000	2,3
Schleswig-Holstein, Hamburg	115.200	7,4	30.300	1,9	145.500	9,3
Baden-Württemberg	40.000	1,1	20.000	0,6	60.000	1,7
Sachsen-Anhalt	46.000	2,3	160	0,01	46.160	2,3
Nordrhein-Westfalen	36.000	1,1	4.000	0,12	40.000	1,2
Sachsen	3.900	0,2	510	0,03	4.410	0,23
Rheinland-Pfalz, Saarland	2.000	0,1	1.000	0,05	3.000	0,15
Hessen	2.200	0,1	800	0,04	3.000	0,14
Thüringen	1.000	0,06	100	0,01	1.100	0,07
Deutschland gesamt	1.054.300	2,96	357.100	1,00	1.411.400	3,96

Moorfläche Deutschlands dürften heute nur noch etwa 1,41 Mio. ha in überwiegend stark degradiertem Zustand existieren, die knapp 4% der Landfläche Deutschlands bedecken (Tab. 2). Die Flächengrößen und Flächenverluste können dabei nur geschätzt werden, da sie bisher noch nicht einheitlich und verlässlich bilanziert wurden.

Während noch bis Anfang des 20. Jahrhunderts Torfverluste hauptsächlich durch Abbau zur Brenntorfgewinnung verursacht wurden, erfolgen sie heute großflächig durch Torfzersatz aufgrund intensiver Entwässerung vornehmlich für die Landwirtschaft. Dabei wurden je nach Entwässerungstiefe Torfschwundraten bis zu 2 cm festgestellt (EGGELSMANN 1990). In Deutschland ging so innerhalb der vergangenen 250 Jahre mindestens 19% der Moorbodenfläche verloren, wahrscheinlich sogar deutlich mehr (Tab. 3). Für Bayern schätzten SCHUCH et al. (1986) zwischen 1914 und 1985 einen Moorflächenverlust von 37%. Selbst wenn man von 165.000 ha verbleibender Moorfläche in Bayern ausgeht (vgl. Tab. 2), bedeutet dies einen Verlust von 18%. Die größten Flächenverluste traten mit den umfangreichen Entwässerungen zur Intensivierung der Landwirtschaft ab etwa 1950 ein. Das Donaumoos bei Ingolstadt beispielsweise verlor innerhalb des vergangenen Jahrhunderts 29% seiner ursprünglichen Ausdehnung. Dramatisch verlief diese Entwicklung insbesondere bei flachgründigen Mooren wie den

Versumpfungsmooren der Lewitz, deren Fläche im Zuge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung alleine während der letzten 40 Jahre um 20% schrumpfte.

Die verbliebenen Moorflächen sind nur zu einem geringen Bruchteil intakt. Von den 360 000 ha Regenmoor zeigen ca. 69.000 ha oder 19% naturnahe oder in Renaturierung befindliche Regenmoorbiotope (Tab. 4). Maximal 10.400 ha und damit weniger als 3% der Regenmoore werden in der Biotopkartierung als mehr oder weniger intakter Biototyp Hochmoor angesprochen. Auch diese verbliebenen minimalen Restbestände sind akut von Entwässerung und zunehmend von Schadstoffeinträgen bedroht. Sie bedürfen immer größerer Anstrengungen zu ihrer Erhaltung. So ging in Niedersachsen trotz der umfangreichen Bemühungen zur Unterschutzstellung durch das Moorschutzprogramm (NMELF 1981) seit den 80er Jahren die Fläche intakter Regenmoore weiter zurück. Derzeit gelten nur noch 1773 ha als Biototyp Hochmoor, etwa 0,7% der ursprünglichen Regenmoorfläche Niedersachsens!

Eine Bilanz für die Grundwassermoore Deutschlands würde mindestens ebenso schlecht ausfallen. Dies insbesondere dann, wenn man bedenkt, dass die meisten der heute verbliebenen eutrophen Röhrichte, Seggenriede oder Bruchgehölze kein adäquater Ersatz für die an diesen Standorten ursprünglichen, oligo- bis mesotrophen Moore darstellen.

Tabelle 3**Verlust an Moorfläche (Torfbodenfläche) für Deutschland und einige Beispielsgebiete**

Gebiet	Zeitraum	Verlust an Torfbodenfläche ca.	Quelle
Deutschland gesamt	1750 - 1980	mind. 19 %	versch. Quellen nach Schopp-Guth 1999
Niedersachsen	1750 - 1980	29 %	NMELF 1981
Bayern	1914 - 1985	37 %	Schuch & al. 1986
Donaumoos	1900 - 1990	29 %	Pfadenhauer & al. 1991
Schleswig-Holstein	1954 - 1998	17 %	Drews 1998, schriftl.
Mecklenburg-Vorpommern	1960 - 1997	mind. 10 %	Lenschow & Thiel 1999
Lewitz	1960 - 1997	20 %	Lenschow & Thiel 1999

3.2 Verlust der Funktionen im Landschaftshaushalt

Moore verdanken ihre Funktion als „Stoffsinken“ im Landschaftshaushalt sowohl dem Einbau von Stoffen in den wachsenden Torfen als auch deren Fähigkeit zur Adsorption und Filterung. Werden sie entwässert wandeln sie sich von einem Nährstoffe entziehenden und damit „entlastenden“ Ökosystem in der Landschaft zu einem „belastenden“ (SUCCOW 1998). Denn bei der Torfzersetzung werden gewaltige Mengen an Kohlenstoff, Stickstoff und anderen im Torf gespeicherten Stoffen frei (Abb. 2). Nimmt man mittlere Lagerungsdichten von 350 g/l und mittlere Torfzersatzraten von 4 mm an, so belaufen sich die in Deutschland jährlich freigesetzten Mengen an Kohlenstoff auf 8,9 Mio. Tonnen (Tab. 5). Kohlenstoff entweicht bei vollständigem oxidativem Abbau als Kohlendioxid, unter anaeroben Bedingungen als Methan. Beide tragen zum Treibhauseffekt bei.

Im Vergleich zu entwässerten produzieren naturnahe Feuchtgebiete ebenso wie wiedervernässte Flächen große Mengen des Treibhausgases Methan (SVENSON & SUND 1992, BLUNIER et al. 1995). Dies wird immer wieder als Problem in Bezug bei Wiedervernässungsmaßnahmen angeführt. AUGUSTIN et al. (1996) zeigten jedoch, dass in der Bilanz der positive Effekt durch die Minderung der CO₂- und N₂O-Freisetzung aus der Torfzersetzung überwiegt. Darüber hinaus dürften die steigende CO₂-Konzentration der Atmosphäre und zunehmende Stickstoffdepositionen die Stoffumsätze in Feuchtgebieten fördern und dabei die Methanfreisetzung stimulieren (SAARNIO et al. 2000). Torfzersatz muss daher flächendeckend gestoppt werden. Dem Treibhauseffekt entgegen wirken allerdings nur wachsende Moore. Die weitestgehende Wiederherstellung des Torfwachstums muss daher vorrangiges Ziel der Renaturierung sein.

Für Stickstoff muss mit einer jährlichen Freisetzung aus den Torfen von ca. 550.000 t gerechnet werden. Zwar wird ein Teil des mineralisierten Stickstoffs in der produzierten Biomasse wieder festgelegt und gegebenenfalls mit der Ernte entzogen. Insbesondere

bei ackergenutzten Grundwassermooren können jedoch Stickstoffüberschüsse von über 500 kg/ha/Jahr auftreten (WILD & PFADENHAUER 1997). Ein großer Teil des N-Überschusses wird denitrifiziert und entweicht als harmloser, molekularer Stickstoff (N₂) in die Atmosphäre. Kleinere Teile, die jedoch jeweils bis zu einem Viertel des Überschusses ausmachen können, werden im Zuge komplexer biochemischer Umsetzungen gasförmig als umweltschädigende Stickoxide (NO_x), Lachgas (N₂O) oder Ammoniak (NH₃) freigesetzt, oder treten als Nitrat ins Grund- und Oberflächenwasser (PFADENHAUER 1994). Stickoxide, die an der Ozonbildung in der unteren Atmosphäre beteiligt sind, und Lachgas tragen zum Treibhauseffekt bei, Ammoniak zur Eutrophierung. Nitrat belastet das Grund- und Oberflächenwasser, führt zu Problemen bei der Trinkwassergewinnung und eutrophiert aufgrund seiner hohen Mobilität leicht nährstoffärmere Biotope. Auch Phosphor, Kalium, und andere Mineralstoffe werden in beträchtlichen Mengen bei der Torfzersetzung frei. Die Renaturierung von Mooren ist daher dringend erforderlich, um die N- und C-Bilanzen umzukehren und die Emission von Treibhausgasen sowie die Eutrophierung der Landschaft zu vermindern.

3.3 Bedeutung für Landschaftswasserhaushalt und Klima

Ihre Puffer- und Retentionsfunktion im Landschaftswasserhaushalt haben Moore heute fast vollständig verloren. Denn nur intakte Moore können Niederschläge oder abfließendes Grund- und Oberflächenwasser effektiv zurückhalten. Bei den typischen mitteleuropäischen Regenmooren des Tieflands und des Alpenvorlands erklärt das Akrotelm, die biologisch aktive oberste Moorschicht, einen Großteil der Wasserspeicherkapazität (Diskussionen z.B. bei JOOSTEN 1993, MONEY & WHEELER 1999). Es kann sich bei Wasserüberschüssen ausdehnen und bei Defiziten zusammenziehen, was sich in einer „oszillierenden“ Mooroberfläche äußert. Im wasserleitenden Akrotelm findet gleichzeitig ein gebremster Abfluss zu den Moorrändern statt. Das unterliegende, dauernd wassergesättigte Katotelm wirkt aufgrund der nach unten zunehmenden Torfverdichtung was-

Tabelle 4

Bestand an Hoch- und Zwischenmoorbiotopen sowie ihren Degenerationsstadien in den Bundesländern (Angaben in ha). Die Daten beruhen überwiegend auf Auswertungen der Biotopkartierungen der Bundesländer. Die Zuordnung zu den verschiedenen Biotoptypen und Degenerationsstadien erfolgte pragmatisch und ist zwischen den Ländern nur eingeschränkt vergleichbar. + = vorhanden, Daten aus der Biotopkartierung standen nicht zur Verfügung.

Quellen: 1: HÖLL & BREUNIG 1995. 2: KAULE 1986. 3: GREBE et al. 1995. 4: PRECKER 1999. 5: Niedersächsisches LfÖ 1996, schriftl. 6: LÖBF Nordrhein-Westfalen 1995, schriftl. 7: FORST et al. 1997. 8: LfU Saarland 1996, schriftl. 9: LfUuG Sachsen 1996, schriftl. 10: LfU Sachsen-Anhalt 1996, schriftl. 11: DREWS, LANU Schleswig-Holstein 1998, schriftl. 12: WESTHUS & VAN HENGEL 1995.

Biotoptyp	1			2	3	4	Summe
	1.1	1.2	1.3				
	Hochmoor	Pfeifengras-Degenerationsstadien u.a.	Moorheide (Zwergstrauch-Stadien)	Torfstiche, Regenerationsstadien	Zwischen- und Übergangsmoor	Moorwälder (einschl. Birken-degenerationsstadien)	naturnahe und degenerierende bzw. regenerierende Regenmoorbiootope
Baden-Württemberg) ¹	4.213	in 1.1	in 1.1	1.390	1.450	1.402	8.455
Bayern) ²	2.700	in 1.3	6 700	2 600	in 1.1	in 1	12.000
Brandenburg, Berlin	-	-	-	-	+	+	+
Hessen) ³	in 2	-	-	-	20	+	20
Mecklenburg-Vorpommern) ⁴	324	174	-	272	in 1	3.212	3.710
Niedersachsen) ⁵	1.773	12.127	10.135	3.766	530	4.299	32.630
Nordrhein-Westfalen) ⁶	662	in 1.1	in 1.1	163	in 1.1	in 1	825
Rheinland-Pfalz) ⁷	4	-	-	-	13	+	17
Saarland) ⁸	-	-	-	-	2	-	2
Sachsen) ⁹	325	in 1.1	in 1.1	184	in 1	in 1	509
Sachsen-Anhalt) ¹⁰	150	in 1.1	in 1.1	3	6.5	in 1	160
Schleswig-Holstein) ¹¹	141	3.756	850	1.176	402	4.025	10.350
Thüringen) ¹²	100	in 1.1	in 1.1	-	in 1.1	+	100
Summe							68.778

serstauend und vermindert Wasserbewegungen und -verluste an der Moorbasis. Auch bei einigen Grundwassermooren, wie torfmoosreichen Kesselmooren oder braunmoosreichen Durchströmungsmooren, ist von einem akrotelm-ähnlichen Funktionieren des Wasserspeichers auszugehen. Darüber hinaus kann insbesondere bei Versumpfungs-, Überflutungs- oder Durchströmungsmooren ein fester Wurzelfilz das Aufschwimmen der Vegetationsdecke und das Speichern von Wasser in unterliegenden „Wasserblasen“ ermöglichen.

Der interne Speicherraum und der Abflusswiderstand durch die aufgebauten Torfe und die Vegetation sorgen damit für eine effektive Wasserrückhaltung. Moore glätten dabei Abflussspitzen, was sich in einer ausgeglicheneren Wasserführung der oberirdisch oder unterirdisch abfließenden Gewässer bemerkbar

macht. Fließgewässer mit intakten Mooren in ihren Wassereinzugsgebieten und Überflutungsbereichen sind deshalb weit weniger von Hochwässern betroffen als solche mit degradierten oder ohne Moore (VERRY 1988, RINGLER 1999). Und umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen in Wassereinzugsgebieten können in vergleichsweise kurzer Zeit zur deutlichen Entlastung von Spitzenabflüssen führen (HEY & PHILIPPI 1995).

Darüber hinaus sind Moore direkt oder indirekt an der Grundwasserneubildung beteiligt. Denn sie wirken nicht nur selbst als Wasserreservoir, sie können auch durch die Abflussverzögerung sowie durch Rückstaueffekte den langsamen Übertritt von Oberflächenwasser in tiefere Grundwasserschichten fördern.

Tabelle 5

Geschätzte jährliche Freisetzung von Stickstoff und Kohlenstoff aus der Torfzersetzung für Deutschland bzw. für Bayern. Zugrundegelegt wurde eine mittlere Lagerungsdichte von 200 g/l und eine mittlere Torfzersatzrate von 0,7 cm pro Jahr. Die mittleren Stickstoffgehalte wurden für Grundwassermoortorfe mit 3,3% und für Regenmoortorfe mit 1,2% berechnet, die mittleren Kohlenstoffgehalte mit 45%.

	Fläche (ha)	N (Tonnen)	C (Mio. Tonnen)
Deutschland:			
Grundwassermoorböden	1.054.300	487.100	6,64
Regenmoorböden	357.100	60.000	2,25
Summe	1.411.400	547.100	8,89
Bayern:			
Grundwassermoorböden	120.000	55.440	0,76
Regenmoorböden	45.000	7.560	0,28
Summe	165.000	63.000	1,04

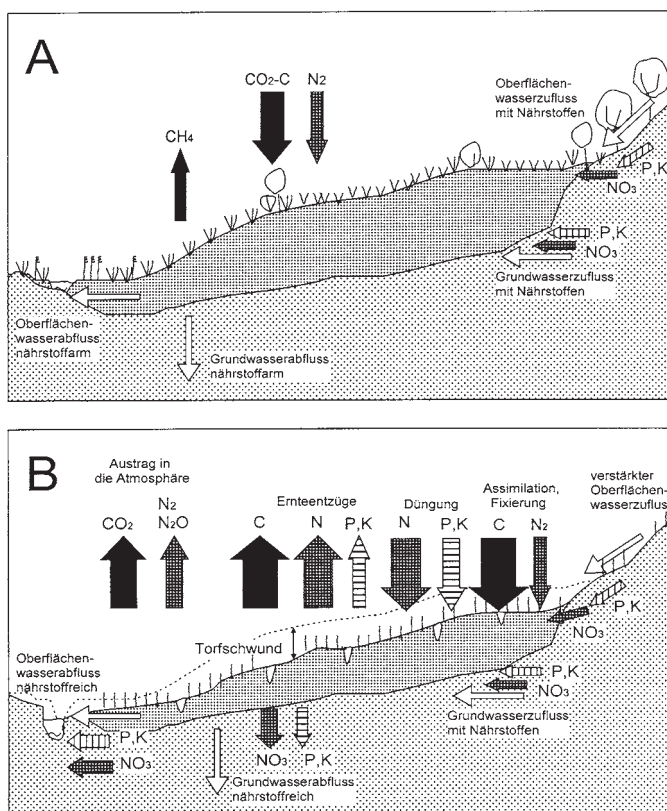


Abbildung 2

Schematische Darstellung der Stoffflüsse in einem naturnahen (A) und einem entwässerten, intensiv genutzten (B) Grundwassermoor (verändert n. PFADENHAUER 1994 aus SCHOPP-GUTH 1999). Das naturnahe Moor legt als akkumulierendes Ökosystem Kohlenstoff und Stickstoff in den Torfen fest und entzieht dem Stoffkreislauf Nährstoffe. Bei Entwässerung werden Stickstoff, Kohlenstoff und andere Stoffe durch Mineralisation der Torfe freigesetzt und gelangen in die Atmosphäre und ins Grundwasser.

Auch für das Lokalklima spielen Moore eine nicht zu unterschätzende Rolle. Sie gelten in der Landschaft als Kaltluft-Entstehungsräume und tragen durch ihre Verdunstungsleistung zur Steigerung der Luftfeuchtigkeit bei (EGGELSMANN 1990).

3.4 Gefährdung von Arten und Lebensräumen

Moortypische Arten stellen ganz spezifische ökologische Ansprüche an ihre Lebensräume, die anders-

wo nicht gegeben sind und ihnen nirgendwo sonst das Überleben ermöglichen (siehe z.B. BURMEISTER et al. 1990, BLAB 1993, KAPFER & POSCHLOD 1997, LIPSKY 1999, RINGLER 1999). Entsprechend den enormen Flächenverlusten weisen daher die Tier- und Pflanzenarten naturnaher Moore ebenso wie Biotoptypen bundesweit hohe Gefährdungsgrade auf (RIECKEN et al. 1994, BfN 1996, 1998). Einzigartige, immer wassergesättigte Nischen

bieten beispielsweise die Torfmoosdecken und Bult-Schlenken-Komplexe der Regenmoore. In ihnen finden sich zahlreiche gefährdete Pflanzenarten, wie die Torfmoose *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum fuscum* oder *Sphagnum pulchrum*. *Sphagnum affine* als wesentlicher Torfbildner nordwestdeutscher Regenmoore ist stark gefährdet und heute selbst im Biotoptyp Hochmoor kaum mehr anzutreffen. Unter den Blütenpflanzen sind u. a. die Gewöhnliche Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*), die Polei-Gränke (*Andromeda polifolia*), die Sonnentauarten *Drosera rotundifolia* und *Drosera intermedia*, das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) oder der Gagelstrauch (*Myrica gale*) gefährdet.

Als stark gefährdete Arten der Regenmoorschlenken und der sauren Zwischenmoore gelten der Weichstendel (*Hammarbya paludosa*), die Blasenbinse (*Scheuchzeria palustris*), die Schlammsägge (*Carex limosa*) oder das Torfmoos *Sphagnum obtusum*. Für Glazial-Relikte, wie der vom Aussterben bedrohte Moor-Steinbrech (*Saxifraga hirculus*), stellen intakte Moore unersetzbare Rückzugsgebiete dar. Schleichende Veränderungen, wie sie u. a. durch erhöhte Stickstoffeinträge über die Luft hervorgerufen werden, können zum Verlust der Arten führen.

Unter den Tierarten sind zahlreiche Wirbellose mit spezifischer Anpassung an Strukturen intakter Regenmoore zu nennen. Stark gefährdete Bewohner der Bulte oder der etwas trockeneren Torfmoosrasen sind z. B. die Schmetterlingsarten Moosbeerenbläuling (*Vacciniina optilete*), Rotbraune Torfmooseule (*Eugraphe subrosea*), Regenmoor-Heidelbeereule (*Paradiarsia sobrina*) und Hochmoorgelbling (*Colias palaeno*), die Ameisenarten Uralameise (*Formica uralensis*) und Schwarzglänzende Moorameise (*Formica transkaukasia*), die Spinnenart *Pardosa sphagnicola* oder die Käferart Kupfer-Glanz-Flachläufer (*Agonum ericeti*). Wasserführende Schlenken oder Kolke benötigen z. B. die gefährdeten Käferarten *Laccophilus variegatus*, *Hydroporus neglectus* oder *Ilybius aenescens*. Auch zahlreiche Libellenarten, wie die vom Aussterben bedrohte Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica*), oder die stark gefährdeten Arten Kleine Moosjungfer (*Leucorrhinia dubia*) und Arktische Smaragdlibelle

(*Somatochlora arctica*) leben in Schlenken und Moor-gewässern. Die gefährdeten Käferarten *Pityogenes bistridentatus* oder *Cocinella hieroglyphica* besiedeln vorzugsweise Moorkiefernwälder.

Am Beispiel einer Metapopulation der Hochmoor-Mosaikjungfer zeigte STERNBERG (1995), dass der Schlüpfertag in Larvalhabitaten durch Klimaschwankungen von Jahr zu Jahr stark schwankt. Die Metapopulation benötigt dabei ein ausreichendes Angebot an geeigneten Lebensräumen in erreichbarer Nähe, das die Wiederbesiedelung von Habitaten ohne Schlüpfertag erlaubt. Viele Moore liegen jedoch heute zu isoliert oder sind auf Restflächen zusammengeschrumpft, die angesichts von natürlichen Klimaschwankungen oder anthropogenen Klimaveränderungen und Schadstoffeinträgen nicht mehr die erforderliche Bandbreite an geeigneten Lebensräumen bieten, so dass solchen als Metapopulation existierenden Arten Wiederbesiedelungen nicht möglich sind.

Insbesondere Wirbeltieren, die ganz oder vorzugsweise Moore besiedeln, reichen die heute verbliebenen, mehr oder weniger kleinflächigen Moorreste als Lebensraum nicht aus. Vogelarten wie der Bruchwasserläufer (*Tringa glareola*), die Sumpfohreule (*Asio flammeus*), das Birkhuhn (*Tetrax tetrix*) oder der Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) benötigen beispielsweise großflächige naturnahe Regen- und Grundwassermoorkomplexe als Lebensraum. Ihre Populationen gingen durch die einschneidenden Meliorationsmaßnahmen und die Intensivierung der Landwirtschaft in den 60er und 70er Jahren drastisch zurück. Obwohl parallel dazu umfangreiche Unterschutzstellungen der verbliebenen naturnahen Biotope und aufwändige, aber immer nur partielle Wiedervernässungsmaßnahmen erfolgten, ließen sich beispielsweise in der Diepholzer Moorniederung die Populationen von Birkhuhn und Goldregenpfeifer nicht stabilisieren (Abb. 3). Ihr Lebensraum ist aufgrund komplexer ökologischer Zusammenhänge kurzfristig nicht wiederherstellbar. Gerade für solche anspruchsvollen Indikatoren der Umweltqualität reichen einzelne, biotopbezogene Wiedervernässungen nicht mehr aus. Sowohl in intensiv genutzten Moorlandschaften als auch in noch naturnahen Mooren

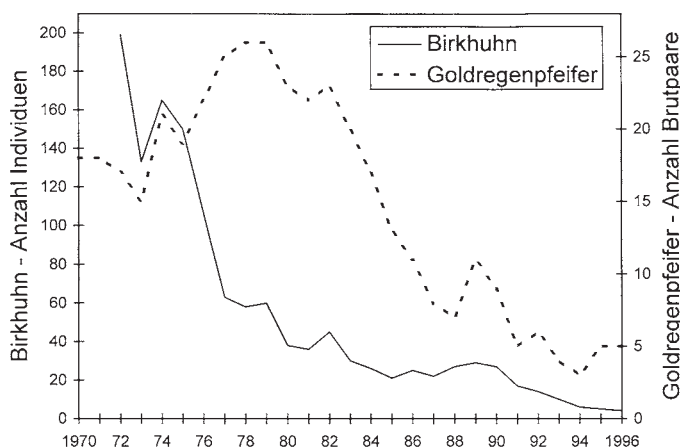


Abbildung 3
Bestandsentwicklung von Birkhuhn und Goldregenpfeifer in der Diepholzer Moorniederung von 1970 bis 1996 (aus HECKENROTH & LÜDERWALDT 1997).

sind daher gebietsbezogene Konzepte unter Berücksichtigung der Anforderungen an die Wassereinzugsgebiete, Pufferzonen und die Biotopvernetzung erforderlich.

4. Forderungen für ein umfassendes Moorschutzprogramm

Moorschutzprogramme stehen in Deutschland schon seit längerem in der Diskussion, obwohl ein umfassender Ansatz noch fehlt, wie er etwa in der Schweiz gewählt wurde (z. B. GRÜNIG 1998). Das Niedersächsische Moorschutzprogramm (NMELF 1981, 1986) kann als eines der ersten Moorschutzprogramme gelten, das bezüglich der erfassten Moorfläche umfassend vorging. Es war allerdings auf Regenmoore beschränkt und segregierend ausgerichtet. Ziel war, noch naturnahe Moorbiotope oder abgetorfte Moorteile aufzunehmen und zur Unterschutzstellung vorzusehen, während auf den übrigen Moorflächen die Abtorfung zugelassen oder die landwirtschaftliche Nutzung weitgehend intensiviert wurde. Konzepte für letztere wurden erst später aufgegriffen, zunächst überwiegend auf der Basis einer naturschutzfachlichen Neubewertung von „Hochmoorgrünland“ und weniger unter Berücksichtigung landschaftsökologischer Erfordernisse (SCHMATZLER 1994). In einigen Bundesländern, wie z. B. Mecklenburg-Vorpommern (LENSCHOW & THIEL 2000), gibt es inzwischen von Seiten des Naturschutzes vielversprechende Ansätze zu einem umfassenden Moorschutzprogramm. Anforderungen dazu wurden in letzter Zeit vermehrt formuliert oder Konzepte entwickelt (z. B. EDOM & WENDEL 1998, POSCHLOD & BLOCH 1998, TREPEL & SCHRAUTZER 1998, SCHOPP-GUTH 1999, SLIVA et al. 1999), bedürfen jedoch in den meisten Bundesländern noch der politischen Umsetzung.

Ein landschaftsökologisch ausgerichtetes Moorschutzprogramm darf sich angesichts der gewaltigen ökologischen Defizite nicht nur auf die Erhaltung oder Renaturierung noch mehr oder weniger intakter Moore und Moorteile oder von einzelnen Torfabbauflächen beschränken. Es muss gleichzeitig die flächendeckende Renaturierung intensiv genutzter und degradierter Moore einschließen (PFADENHAUER & GROOTJANS 1999, SLIVA et al. 1999). Dabei gibt es auch in sogenannten „moorarmen Regionen“, deren Quell- und Überflutungsmoore schon seit langem stark gestört oder zerstört sind, erheblichen Renaturierungsbedarf. Um Zielvorstellungen für die zukünftige Entwicklung einzelner Mooregebiete zu entwerfen, sind Mooringenture notwendig, die neben der Arten- und Biotopausstattung sowie deren Gefährdungsursachen Informationen zu Moortyp, Hydrologie, Böden, Nutzung, Nutzungsgeschichte und möglichen Nutzungsalternativen, landschaftsökologischen Funktionen und Beeinträchtigungen, Renaturierbarkeit und der Biotopverbundfunktion im Raum

vorhalten (SCHOPP-GUTH 1999, SLIVA et al. 1999).

Die Umsetzung eines solchen Moorschutzprogrammes ist im Sinne einer integrierten Naturschutzpolitik nicht nur Aufgabe der Naturschutzverwaltungen, sondern auch Aufgabe der Verwaltungen anderer Landnutzer, wie Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft, Raum- und Landschaftsplanung (PFADENHAUER 1994). Einige Anforderungen an Naturschutz und Landnutzung werden im folgenden kurz skizziert:

4.1 Naturschutz

Für den Naturschutz muss die Erhaltung und Wiederherstellung wachsender Moore aufgrund ihrer Seltenheit und landschaftsökologischen Bedeutung im Vordergrund stehen (Tab. 6). Dies schließt die Erhaltung und Wiederherstellung der unterschiedlichen Moortypen einschließlich regionaler Varianten sowie ihrer charakteristischen Arten und Lebensräume ein. Als zweite Aufgabe stellt sich der Schutz und die Erhaltung solcher extensiv genutzter Moorlebensräume, die seltenen und gefährdeten moortypischen Arten einen sekundären Lebensraum bieten. Oft muss dabei eine gewisse Entwässerung und damit eine langsame Degradierung der Moore in Kauf genommen werden, zumindest solange bis sich die Bestände der Arten an ihren natürlichen Standorten erholt haben. Als dritte Aufgabe schließlich muss der Naturschutz den Anstoß und die Begründung der Notwendigkeit zur Umwandlung von derzeitigen Intensivnutzungen in Mooren hin zur Einführung von moorschonenden, d. h. den Torfzersatz minimierenden, Nutzungsalternativen geben. Langfristig müssen diese in nachhaltige Wirtschaftsweisen überführt werden, bei denen zumindest in Teilbereichen auch Torfwachstum möglich ist.

Um Torfwachstum in Gang zu bringen, müssen geeignete Flächen vollkommen vernässt werden. In Mooren mit noch artenreichem Feuchtgrünland kommt es daher nicht selten zu Konflikten zwischen der notwendigen Wiedervernässung, die meist mit der Nutzungsaufgabe verbunden ist, und dem Wunsch nach Beibehaltung einer Pflege oder Bewirtschaftung zur Erhaltung der Populationen einzelner Arten. Dies betrifft in der Regel solche Arten, deren primäre Lebensräume weitgehend vernichtet wurden und die heute ihren Verbreitungsschwerpunkt in Feuchtwiesen, Torfstichen, an Gräben und anderen pflege- und meist entwässerungsabhängigen oder sekundären Lebensräumen haben. In Mooren können diese nutzungsabhängigen Lebensräume oft artenreicher als die Primär-Lebensräume sein. Darüber hinaus erreichen manche seltene und gefährdete Arten bei Grünland- oder anderen Nutzungen höhere Populationsdichten als an ihren natürlichen Standorten in intakten Mooren. Für die Vegetation lässt sich dies beispielsweise mit der Auflichtung der Pflanzendecke und mit dem Nährstoffentzug durch Abtrans-

port des Mähgutes erklären, wodurch die Konkurrenzfähigkeit auch schwach- und niedrigwüchsiger Arten steigt. So erreichen beispielsweise die Mehlprimel (*Primula farinosa*) oder das Fettkraut (*Pinguicula vulgaris*) in gemähten Kopfbinsenrieden höhere Dichten als in ungemähten (SCHOPP-GUTH 1993). Auch entwickeln sich viele Kleinseggenriede bei Verbrachung zu artenarmen Großseggenbeständen (SCHRAUTZER & JENSEN 1999), was sich durch Auteutrophierung und Nährstoffeinträge über die Luft oder das Grundwasser erklären lässt.

Teilweise werden daher Wiedervernässungsmaßnahmen bzw. die damit oft verbundene Verbrachung sowohl von vegetations- als auch von tierökologischer Seite skeptisch beurteilt oder als Eingriff in Natur und Landschaft gewertet (z.B. LIPSKY 1999). Entsprechend gewinnen Verbrachung, Vernässung nährstoffärmerer Biotope durch eutrophiertes Wasser oder anhaltender Überstau als Gefährdungsursachen für Rote-Liste-Arten zunehmend an Bedeutung (BINOT-HAFKE et al. 2000). Konfliktsituationen zwischen naturnaher Entwicklung und Beibehaltung bestimmter Pflegemaßnahmen können dabei sowohl im Fall der Wiedervernässung weitgehend naturnaher Moore wie dem Wurzacher Ried (BÖCKER et al. 1997) als auch im Fall stark degradierter Moore wie dem Donaumoos (NIEDZIELLA 2000) auftreten und müssen unbedingt im Vorlauf von Maßnahmen abgeklärt werden.

Unstrittig ist die Notwendigkeit zur Pflege von Streuwiesen und anderem Naß- und Feuchtgrünland, um deren reichhaltige Artenausstattung dauerhaft zu erhalten (z.B. PFADENHAUER 1989, QUINGER et al. 1995, ROSENTHAL et al. 1998, RINGLER 1999, SCHRAUTZER & JENSEN 1999, WEID 1999, THORN 2000). Oft wird dabei die Aufrechterhaltung von Entwässerungsgräben als notwendig erachtet, um den hydrologischen Ansprüchen bestimmter Pflanzengesellschaften zu entsprechen und um Pflegemaßnahmen überhaupt beibehalten zu können. Darüber hinaus kann beispielsweise in kalk-oligotrophen Verlandungsmooren niederschlagsreicher Gebiete die Aufrechterhaltung einer leichten Entwässerung zur Erhaltung von Kleinseggenrieden sinnvoll sein, um Nährstoffeinträgen über die Luft, der oberflächigen Versauerung durch belastete Niederschläge oder der „Verhochmoorung“ als natürlichem Sukzessionsprozess entgegenzuwirken (BELTMANN et al. 1995).

Bei Quell- oder Durchströmungsmooren ist dagegen zur Erhaltung von Kalk-Kleinseggenrieden die Wiederherstellung ausreichender Grundwasserzuflüsse und die Wasserrückhaltung notwendig (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995, VAN DIGGELEN 1998). Auch wenn wir Relief und Hydrologie ganzer Moorlandschaften betrachten, wird klar, dass die Wiedervernässung stärker entwässerter Moorteile in der Regel zur Vernässung von verbliebenen Feuchtgrünlandresten führen wird. Darüber hinaus sind

Feuchtwiesen für Wiedervernässungsmaßnahmen mit dem Ziel der Wiederansiedlung torfbildender Arten besonders interessant, weil hier am ehesten ausreichend Wasser zur Verfügung steht und die vergleichsweise wenig degradierte Bodenstruktur eine dauernd nasse Wasserführung begünstigt.

In solchen Fällen muss unter Umständen ein mit der Verbrachung verbundener Artenverlust auf Einzelflächen in Kauf genommen werden und ist aus Naturschutzsicht nicht unbedingt negativ zu bewerten, insbesondere wenn für die betroffenen Arten Ersatzlebensräume bestehen oder geschaffen werden können. Denn bei den meisten Wiedervernässungsmaßnahmen kann nicht ad hoc mit der Bildung gehölzfreier, lückiger und torfbildender Stadien gerechnet werden. Beim Einstau von Grundwassermooren dürften auch bei ausreichender Wasserverfügbarkeit verbuschende oder artenarme Stadien aus Röhrich- und Seggenriedarten solange auftreten, bis die Bodenstrukturen ein funktionsfähiges Akrotelm und das Wiedereinsetzen von Torfwachstum erlauben.

Von Seiten des Naturschutzes muss die Pflege insbesondere dann überdacht werden, wenn sie nur über den Einsatz immer schwererer Maschinen leistbar ist. Denn die optimale Pflege von Hand oder unter Einsatz leichter Spezialfahrzeuge wird mit dem Rückzug der Landwirtschaft aus nassen Flächen zunehmend teurer. Die als Kompensation gedachte Breit- und Doppelbereifung wirkt gerade bei schweren Maschinen ähnlich wie eine Walze. Bei durchfeuchteten Mineralböden wurden beispielsweise trotz verringertem Auflagedruck enorme Druckbelastungen im Unterboden verbunden mit Porenschädigung und verringerter Durchwurzelungstiefe nachgewiesen (EHLERS 1999, 2000). Für Nassgrünland dürften solche Effekte fatal sein. Die ohnehin durch Sackung verdichteten Torfe werden flächig zusammengepresst und verlieren so zunehmend ihre Wasserleit- und Quellfähigkeit. Nicht nur an Staunässe und Wechselfeuchte angepasste Arten werden dabei zuungunsten typischer Streuwiesen- und Feuchtgrünlandarten gefördert, auch die Renaturierung zu wachsenden Mooren wird für die Zukunft erschwert. Pflege mit schweren Maschinen sollte insbesondere dann unterbleiben, wenn etwa intakte kalkreiche Quellmoore mit sehr empfindlichen Quellkuppen oder kalkreiche Durchströmungsmoore mit Kleinseggenrieden betroffen sind, deren Wasserversorgung ausreicht, um Gehölzbewuchs oder Verhochmoorung zu verhindern.

Auch wenn auf Einzelflächen ein Artenverlust zugunsten einer naturnäheren Entwicklung in Kauf genommen wird, sollten Vernässungen prinzipiell ohne den Verlust von spezifischen Feuchtarten innerhalb eines Mooregebietes erfolgen. Daher ist rechtzeitig vor Einsetzen der Wiedervernässung ein geeignetes Management zur Erhaltung der betreffenden Populationen notwendig. Dieses kann z.B. Aushagerung oder auch die aktive Umsiedlung der Arten einschließen. Solche Feuchtgrünlandarten, die auf regelmäßige Bewirtschaftung angewiesen sind, sollten in

nicht vernässbaren Randbereichen von Moorkomplexen angesiedelt werden. Hier könnten spezielle Mahd- oder Beweidungssysteme die gezielte Ausbreitung und Etablierung sowohl von Pflanzen- als auch von Tierarten fördern (BAKKER 1989, FISCHER et al. 1995). Dabei sind genaue Kenntnisse des populationsbiologischen Verhaltens der Arten und ihrer Ansprüche an den Lebensraum notwendig und ggf. in einem Begleitprogramm zu erforschen.

Die Wiederherstellung artenreicher Feuchtwiesen oder oligo- bis mesotropher und torfbildender Seggenriede ist in jedem Fall nur schwer möglich (z.B. ROSENTHAL 1992, HELLBERG 1995, PATZELT 1998, ROSENTHAL et al. 1998). Besonderes Anliegen bei Renaturierungen muss jedoch gerade der Er-

halt und die Wiederherstellung nährstoffarmer Zustände und Biotope sein. Sind die Ausgangsbedingungen schon oligo- bis mesotroph, so ist eine unkontrollierte Überflutung oder die Einleitung von nährstoffreichem Wasser unbedingt zu verhindern. Eine genaue Analyse der hydrologischen Voraussetzungen und Möglichkeiten ist unerlässlich, aus der sich mögliche Entwicklungen abschätzen lassen (z.B. VAN DIGGELEN 1998). Bei allen Wiedervernässungsmaßnahmen ist ein genaues und regelmäßiges Monitoring unbedingt erforderlich, um gegebenenfalls auf unerwünschte Veränderungen reagieren zu können (siehe BÖCKER et al. 1997, HELLBERG et al. 2000).

Tabelle 6

Anforderungen an den Naturschutz in einem landschaftsökologischen Moorschutzprogramm

Ziele	Maßnahmen zum Wasserhaushalt	Pflege und Nutzung, weitere Maßnahmen	Zielbiotope bzw. erwünschte Effekte auf die Biotoppausstattung
1. Erhalt und Wiederherstellung wachsender Moore	Wiedervernässung je nach Moortyp und Ausgangslage durch Wasserrückhaltung, großräumige Anhebung der Grundwasserstände, Ausdeichung bzw. Wiederherstellung natürlicher Überflutungsregime	Sukzession, Aufgabe von Nutzung oder Pflege; z.T. sind die Wiedervernässung unterstützende Maßnahmen bzw. Initialpflege notwendig; großräumig Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen, z.B. durch Nutzungsextensivierung in Wassereinzugsgebieten, Maßnahmen zur Luftreinhaltung usw.	Erhaltung oder Entwicklung wachsender Moore: vorwiegend Torfmoosrasen, Kleinseggenriede, Großseggenriede, Röhrichte, auch Moorwälder, Bruchwälder und Feuchtgebüsche
2. Schutz und Erhaltung extensiv genutzter Moorlebensräume und Moorlandschaften	Wiedervernässung soweit möglich; ggf. extensive Grabenpflege notwendig	Verhinderung von Verbrachung, Sukzession und Vernässung durch Pflege oder an hohe Wasserstände angepaßte Nutzung; in der Regel keine Düngung, ggf. leichte organische Düngung möglich, kein Pestizideinsatz; langfristig Entwicklung von Konzepten zur Ansiedlung pflegeabhängiger Arten in Randbereichen von Mooren oder nicht vernässbaren Teilen	Erhaltung artenreicher Seggenriede, Pfeifengraswiesen (<i>Molinion</i>), Feuchtwiesen (<i>Calthion</i>); Erhaltung seltener und gefährdeter Arten; ggf. muß ein geringer Torfzersatz zugunsten pflegeabhängiger Arten und Biotope in Kauf genommen werden
3. flächendeckende Umwandlung von derzeitigen Intensivnutzungen in an hohe Wasserstände angepaßte, alternative Nutzungen	Rückbau von Entwässerungseinrichtungen, Wiedervernässung auf möglichst hohe Wasserstände zur Reduzierung der Torfzehrung	in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft Entwicklung moorschonender, alternativer Nutzungen mit Wasserständen um die Geländeoberfläche; Abschaffung torfzehrender Wirtschaftsweisen; ggf. Verhinderung torfzehrenden Gehölbewuchses; kein Pestizideinsatz, in der Regel keine Düngung, bei eutrophen Mooren ggf. Rieselfeld-Nutzung denkbar; teilweise Nutzungsaufgabe, insbesondere in Mooren, bei denen nährstoffärmere Zustände erreichbar sind	Seggenriede, Röhrichte (vorwiegend Mähnutzung, in Randbereichen Beweidung), Bruchgehölze (ggf. energetische Nutzung), Torfmoosdecken (ggf. Plaggennutzung bei ausreichendem Torfmooswachstum); Ziel ist die Torfstabilisierung und in geeigneten Moorbereichen die Initiierung von Torfwachstum

4.2 Wasserwirtschaft

Den Schlüssel für die Entwicklung von Moorlandschaften hält die Wasserwirtschaft, von deren Maßnahmen auch die übrigen Landnutzer abhängen. In Ihrer Verantwortung liegt die Wiederherstellung von Mooren als natürliche Wasserretentionsräume mit weitgehend natürlichem Wasserhaushalt. Die Wasserabflüsse müssen dazu minimiert und im Fall der Grundwassermoore die Wasserzuflüsse wiederhergestellt werden. Rückhaltebecken, Überflutungspolder und ähnliche technische Konstruktionen können die landschaftsökologischen Leistungen intakter Moore bei weitem nicht erreichen und sind keine Alternative.

4.3 Land- und Forstwirtschaft

Die Landwirtschaft steht in Feuchtgebieten generell vor der Aufgabe, an moortypische Grundwasserstände angepasste Nutzungen zu entwickeln, wenn sie sich nicht prinzipiell aus der Nutzung zurückziehen will. Die derzeitigen Programme der Landwirtschaft, wie Programme zur Grünlandextensivierung, zur Umwandlung von Acker in Grünland, zum Verzicht auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel, sind allesamt nicht geeignet, die mit der Nutzung von Moorökosystemen verbundene Belastung der abiotischen Ressourcen zu vermindern und dem Rückgang moortypischer Tier- und Pflanzenarten entgegenzuwirken. Sie sollten für Moorökosysteme Standard einer nicht finanziell auszugleichenden „ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung“ sein und sind bestenfalls ein Schritt in die richtige Richtung (SCHOPP-GUTH 1998). Im schlechtesten Fall tragen sie gerade in stark entwässerten und landwirtschaftlich intensiv genutzten Mooren als fehlgeleitete Subventionen dazu bei, dass umweltverträgliche Nutzungen weiter beibehalten werden können. Solche Programme, die eher als Marktentlastungs- und weniger als Umweltprogramme entwickelt wurden, gehen von Nutzungsintensitäten aus, die dem abiotischen und biotischen Ressourcenschutz in Mooren bei weitem nicht gerecht werden. So sind etwa Grundwasserstände von 60-70 cm unter Flur, Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumdüngung oder Weidelgras-Weißkleewiden, wie sie aus landwirtschaftlicher Sicht für eine rentable, sogenannte „extensive“ Rinderhaltung auf Grundwassermoorböden als notwendig erachtet werden (z.B. DEBLITZ et al. 1994), sicher nicht im Sinne eines umfassenden Moorschutzes.

Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsprogramme der Landwirtschaft müssen daher direkt auf die Anforderungen des Moorschutzes abgestimmt werden. So dürfen in Moorlandschaften nur Nutzungssysteme finanziert werden, die an dauernd hohe Wasserstände angepasst sind. Dies erfüllen heute meist nur Pflegeprogramme des Naturschutzes, etwa zur Beibehaltung einer Streuwiesen- oder Feuchtgrünlandmahd. Sie reichen allerdings zur Erhaltung von Moorlandschaften derzeit bei weitem nicht aus. Agrar-Umweltprogramme müssen daher sinnvoll und eindeutig um-

weltentlastend umgebaut werden (vgl. BRONNER 2000). Denkbar sind z.B. die Förderung der Feuchtgrünland-, Röhricht- und Seggenriednutzung, die sich nicht nur an der traditionellen Verwertung als Rauhfutter oder Einstreu, sondern auch an Alternativen orientieren muss, wie der Verwendung als Baustoff, Dämmstoff, Energierohstoff oder Zusatz für Gartenerde (WICHTMANN & KOPPISCH 1998, SUCCOW 1998, PFADENHAUER 1999). Auch die Beweidung mit leichten, robusten Tierrassen zumindest in Randbereichen von Mooren kann sowohl aus landwirtschaftlicher Sicht vertretbar (z.B. LUICK 1995) als auch aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoll sein (BARTH et al. 2000). Solche angepassten Nutzungen sind im Sinne der Agenda 21 der Rio-Konferenz nicht nur ökologisch „nachhaltig“, sondern könnten bei Umleitung der derzeitigen, oft als Umweltleistungen deklarierten „Subventionen“ der Landwirtschaft auch durchaus ökonomisch rentabel sein (siehe HAMPICKE 1997). Programme, die die Einhaltung hoher Grundwasserstände in Mooren gewährleisten, könnten darüber hinaus Entlastung für die Umwelt bringen und gleichzeitig sinnvoll marktentlastend oder neuartige Märkte erschließend wirken.

Aus vielen Bereichen, in denen das Torfwachstum wieder in Gang gebracht werden könnte, werden sich die Landwirtschaft und andere Nutzungen jedoch sukzessive ganz zurückziehen müssen. Dies gilt prinzipiell auch für die Forstwirtschaft, die ihre Bewirtschaftungsrichtlinien bereits deutlich den Erfordernissen des Moorschutzes anpasst und bei der Wiedervernässung ehemals zur forstlichen Nutzung entwässerter Moore vielfach mit gutem Beispiel vorangeht (z.B. POPP 1994, BAUER 1999, ZOLLNER & CRONAUER 1999).

4.4 Raum- und Landschaftsplanung

Um für die Moore Deutschlands zumindest eine ausgeglichene Stickstoff- und Kohlenstoff-Bilanz zu erreichen, müssten mindestens 50%, d.h. eine Fläche von etwa 700.000 ha, voll vernässt werden. Wollen wir zumindest Schritte in diese Richtung unternehmen, so ist dazu neben einem bundesweiten Inventar von Moorlandschaften notwendig, alle Moorökosysteme als Vorrangflächen für den Naturschutz und für Wiedervernässungen von Bebauung, anderweitiger Bepflanzung oder torfzehrenden Nutzungen freizuhalten. Die Wassereinzugsgebiete sind in Konzepte zur Wiedervernässung mit einzubeziehen.

Dies betrifft nicht nur Moore und Moorreste, die noch in mehr oder weniger naturnahem Zustand verblieben sind, sondern auch heute degradierte Moore, die verstärkter planerischer Bearbeitung bedürfen. Neben mehr oder weniger großflächigen zählen dazu auch kleinflächige Vermoorungen, z.B. in Quellbereichen und Auen der vergleichsweise moorarmen Mittelgebirge. Entwicklungsplanungen insbesondere für Moore mit hohem landwirtschaftlichen Nutzungsdruck müssen dabei entsprechend der Vernäs-

sungsmöglichkeit zioniert und entsprechend der anzustrebenden Nutzungen differenziert erfolgen (z. B. NIEDZIELLA 2000). Dabei wird erheblicher Abstimmungsbedarf zwischen unterschiedlichen Fachdisziplinen und die Formulierung von auch für die Landnutzer akzeptablen Teilzielen für bestimmte Zeitabschnitte notwendig sein. Oft werden die Ziele des Moorschutzes nur langfristig und mit enormem finanziellem Aufwand zu erreichen sein. Dies entbindet jedoch nicht von der Verantwortung, die Industrienationen wie Deutschland tragen, wenn sie von Dritte-Welt-Staaten etwa die Erhaltung von Feuchtgebieten oder der Regenwälder als grüne Lungen der Welt in internationalen Konventionen (Ramsar-, Biodiversitäts-, Klimaschutz-Konvention) einfordern und gleichzeitig ihre eigenen grünen Lungen und Wasserspeicher unwiederbringlich vernichten.

5. Folgerungen

Ein Schutzprogramm für Moorökosysteme und Moorlandschaften ist bundesweit notwendig, das alle Moore unabhängig von ihrer Größe einschließt. In diesem sind regionale Ziele für die zukünftige Moorentwicklung auszuarbeiten, die Arten- und Biotopschutz gleichermaßen wie die landschaftsökologische Funktionsfähigkeit berücksichtigen. Priorität hat die Wiederherstellung wachsender Moore. Dabei sind insbesondere nährstoffarme Zustände und Biotope wiederherzustellen. Da mindestens 50% der Moorfläche, d.h. für Deutschland ca. 700.000 ha, voll vernässt werden müssten, um eine ausgeglichene N- und C-Bilanz für die Moore Deutschlands zu erzielen, sind langfristige Planungen erforderlich.

Renaturierungen müssen großflächig erfolgen, nicht nur bezogen auf einzelne Flächen oder Restbiotope. Sie müssen unter Berücksichtigung der aktuell und zukünftig zur Verfügung stehenden Wassermengen für das gesamte Moorgebiet einschließlich seines Wassereinzugsgebietes geplant werden. Dabei kann die Verminderung des Torfzersatzes und die Erhaltung der Funktion der Moore als Wasserspeicher und als Lebensraum nur durch Verzicht auf Entwässerung und einschneidende Wiedervernässung erreicht werden. Hohe Wasserstände sind insbesondere in den Sommermonaten zu garantieren. Dies schließt herkömmliche Forst- oder Landwirtschaft, auch die sogenannte „extensive Grünlandwirtschaft“, weitgehend aus. Alternative Landnutzungskonzepte sind deshalb zu entwickeln bzw. die Nutzung einzustellen.

6. Dank

Herzlicher Dank gilt allen Mitarbeitern von Landesämtern und Ministerien, die freundlicherweise Daten zur Biotopkartierung und zu Moorflächen zur Verfügung stellten.

Literatur

- AUGUSTIN, J.; W. MERBACH, W. SCHMIDT & E. REINIG (1996):
Effect of changes of temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires.- *Angewandte Botanik* 70, 45-51.
- BAKKER, J.P. (1989):
Nature Management by Grazing and Cutting.- *Geobotany* 14. Kluwer, Dordrecht. 400 p.
- BARTH, U.; T. GREGOR, P. LUTZ, C. NIEDERBICHLER, J. PUSCH, A. WAGNER & I. WAGNER (2000):
Zur Bedeutung extensiv beweideter Nassstandorte für hochgradig bestandsbedrohte Blütenpflanzen und Moose.- *Natur und Landschaft* 75(7), 292-300.
- BAUER, A. (1999):
Schutz der staatseigenen Moore.- *Laufener Seminarbeiträge* 6/98, 49-53.
- BELTMANN, B.; T. VAN DEN BOEK, & S. BLOEMEN (1995):
Restoration of acidified rich-fen ecosystems in the Vechtplassen Area: Success and failures.- In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Foit & R.A. Robertson (eds.): *Restoration of temperate Wetlands*. Wiley, Chichester. 273-286.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (Hrsg.) (1996):
Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands.- *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28. 744 S.
- (1998):
Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.- *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 55. 434 S.
- BINOT-HAFKE, M.; R. BUCHWALD, H.J. CLAUSNITZER, H. DONATH, H. HUNGER, J. KUHN, J. OTT, W. PIPER, F.J. SCHIEL & M. WINTERHOLLER (2000):
Ermittlung der Gefährdungsursachen von Tierarten der Roten Liste am Beispiel der gefährdeten Libellen Deutschlands – Projektkonzeption und Ergebnisse.- *Natur und Landschaft* 75(9/10), 393-401.
- BLAB, J. (1993):
Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. Aufl.- *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 24. 479 S.
- BLUNIER, T.; J. CHAPPELLAZ, J. SCHWANDER, B. STAUFFER & D. RAYNOUD (1995):
Variations in atmospheric methane concentration during Holocene epoch.- *Nature* 374, 46-49.
- BÖCKER, R. (Hrsg.) (1997):
Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moor-komplexes Wurzacher Ried.- *Agrarforschung in Baden-Württemberg* 28. Ulmer Verlag, Stuttgart. 336 S.
- BRONNER, G. (2000):
Öko-MEKA in der Diskussion – Umweltorientierte Gestaltung eines landwirtschaftlichen Förderprogramms.- *Natur und Landschaft* 75(8), 323-327.
- BURMEISTER, E.; K. GÖTTLICH, T. GROSPIETSCH & G. KAULE, (1990):
1. Begriffsbestimmungen anhand der Moortypen Mitteleuropas.- In: Göttlich, K. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*. Schweizerbarth, Stuttgart. 1-58.
- DEBLITZ, C.; U. BALLIET, S. KREBS & M. RUMP (1994):
Extensive Grünlandnutzung in den östlichen Bundesländern.- *Schriftenreihe d. BMELF, Reihe A, Heft* 429. 356 S.
- DIERSSEN, K. & G. HÖRMANN (1999):
Bedeutung und Entwicklungsmöglichkeiten von Grünland auf vererdeten Hochmoortorfen – Perspektiven des Naturschutzes aus ökosystemarer Sicht.- *Telma* 29, 213-224.

- EDOM, F. & D. WENDEL (1998):
Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebirges.- In: Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.): Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge. Dresden. 31-77.
- EGGELSMANN, R. (1990):
4.5 Moor und Wasser – 4.6 Wasserregelung im Moor.- In: Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Schweizerbarth, Stuttgart. 288-348.
- EHLERS, W. (1999):
Bodenschäden durch Zuckerrübenanbau.- Land & Forst 12/99, 36-38.
- (2000):
Schwerlast auf dem Ackerboden.- In: Agrarbündnis (Hrsg.): Der Kritische Agrarbericht 2000. ABL Verlag, Rheda-Wiedenbrück. 153-157.
- EIGNER, J. & E. SCHMATZLER (1991):
Handbuch des Hochmoorschutzes – Bedeutung, Pflege, Entwicklung. 2. Aufl.- Greven, Kilda. 158 S.
- FISCHER, S.; P. POSCHLOD & B. BEINLICH (1995):
Die Bedeutung der Wanderschäferie für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften.- In: Beinlich, B. & H. Plachter (Hrsg.): Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb: Schutz, Nutzung und Entwicklung. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. (Karlsruhe) 83, 229-256.
- FORST, M.; R. HIERLMEIER, A. KIEBEL & B. RUTHSATZ (1997):
Hoch- und Zwischenmoore in Trockenmaaren der Vulkaneifel.- Angewandte Landschaftsökologie 14. 481 S.
- FRANKL, R. (1996):
Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (südliche Chiemseemoore) im Zeitraum von 1957 bis 1992.- Bayreuther Forum Ökologie 37. 223 S. + Anhang.
- GREBE, R. et al. (1995):
Biosphärenreservat Rhön: Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung. Planungsbüro Grebe & al. (Bearb.).- Neumann-Verlag, Radebeul. 402 S.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1997):
Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme.- Telma 27, 183-215.
- GRÜNIG, A. (1998):
Erfolgskontrolle Moorschutz Schweiz.- In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach (Hrsg.): Zehn Jahre Naturschutzgroßprojekt Wurzacher Ried. Margraf Verlag, Weikersheim. 155-166.
- HAMPICKE, U. (1997):
Warum ist Landnutzung oft so unwirtschaftlich?- Verhandl. Gesellschaft f. Ökologie 27, 253-262.
- HELLBERG, F. (1995):
Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung.- Dissertationes Botanicae 243. Cramer, Berlin, Stuttgart. 271 S.
- HELLBERG, F.; A. NAGLER, H. KLUGKIST & A. SCHOPPENHORST (2000):
Pflege und Entwicklung einer Niederungslandschaft im Bremer Becken am Beispiel des Naturschutzgebietes „Westliches Hollerland (Leher Feld)“.- Natur und Landschaft 75(1), 17-27.
- HEY, D.L. & N.S. PHILIPPI (1995):
Flood reduction through wetland restoration: The Upper Mississippi river basin as a case history.- Restoration Ecology 3, 4-17.
- HÖLL, N. & T. BREUNIG (1995):
Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981-1989.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (Karlsruhe) 83. 544 S.
- JOOSTEN, H. (1993):
Denken wie ein Hochmoor.- Telma 23, 95-115.
- KAPFER, A. & P. POSCHLOD (1997):
Sümpfe und Moore: Biotop erkennen, bestimmen, schützen.- Hutter, C.P. (Hrsg.): Biotop-Bestimmungsbücher. Weitbrecht-Verlag, Stuttgart. 135 S.
- KAULE, G. (1986):
Arten und Biotopschutz.- Ulmer Verlag, Stuttgart. 461 S.
- KOERSELMAN, W. & J. VERHOEVEN (1995):
Eutrophication of mire ecosystems – external and internal nutrient sources and restoration strategies.- In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Foit & R.A. Robertson (eds.): Restoration of temperate Wetlands. Wiley, Chichester. 91-112.
- LENSCHOW, U. & W. THIEL (2000):
Das Moorschutzkonzept des Landes Mecklenburg-Vorpommern – Ansätze zur Lösung der durch Entwässerung verursachten ökonomischen und ökologischen Probleme.- Natur und Landschaft 75(8), 317-322.
- LIPSKY, H. (1999):
Einige Aspekte der Moorrenaturierung aus tierökologischer Sicht.- Laufener Seminarbeiträge 6/98, 91-108.
- LÜTKE-TWENHÖVEN, F. (1992):
Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren.- Mitt. AG Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg (Kiel) 44. 171 S.
- LUICK, R. (1995):
Modelle zur extensiven Rinderbeweidung als Folgenutzung von Wirtschaftsgrünland.- In: Landesanstalt f. Umweltschutz (Hrsg.): Landschaftspflege – Quo vadis? (II). Karlsruhe. 57-68.
- MONEY, R.P. & B.D. WHEELER (1999):
Some critical questions concerning the restorability of damaged raised bogs.- Applied Vegetation Science 2, 107-116.
- NIEDZIELLA, I. (2000):
Entwicklungskonzept Donaumoos – Wege zur Leitbildfindung und Akzeptanzförderung. Natur und Landschaft 75(1), 28-34.
- NMELF (NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1981, 1986):
Niedersächsisches Moorschutzprogramm. Hannover. Teil 1 (1981), 37 S. + Karten. Teil 2 (1986), 41 S. + Karten.
- PATZELT, A. (1998):
Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren.- Dissertationes Botanicae 297. 215 S.
- PFADENHAUER, J. (1981):
Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen der Moor-Renaturierung.- In: Universität Hohenheim (Hrsg.): Daten u. Dokumente zum Umweltschutz 31, 75-82.
- (1989):
Gedanken zur Pflege und Bewirtschaftung voralpiner Streuwiesen aus vegetationskundlicher Sicht.- Schriftenr. Bayerisches Landesamt f. Umweltschutz 95, 25-42.
- (1994):
Renaturierung von Niedermooren. Ziele, Probleme, Lösungsansätze.- In: Böcker, R. & A. Kohler (Hrsg.): Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Heimbach, Ostfildern. 57-73.
- (1999):
Renaturierung von Mooren im süddeutschen Alpenvorland.- Laufener Seminarbeiträge 6/98, 9-24.

- PFADENHAUER, J.; G. M. KRÜGER & E. MUHR (1991):
Ökologisches Gutachten Donaumoos.- Schr.R. Bayerisches
Landesamt f. Umweltschutz 109. 88 S.
- PFADENHAUER, J. & A. GROOTJANS (1999):
Wetland restoration in Central Europe.- Applied Vegetation
Science 2, 95-106.
- POPP, H. (1994):
Renaturierung des Häuseloh-Moores in Oberfranken
(Rückblick, waldbauliche, hydrologische Maßnahmen, erste
Erfolge).- Telma 24, 213-220.
- POSCHLOD, P. & D. BLOCH (1998):
Verbreitung, Nutzungsgeschichte und heutige Situation der
Moore in Baden-Württemberg.- In: Naturschutzzentrum
Bad Wurzach (Hrsg.): Zehn Jahre Naturschutzgroßprojekt
Wurzacher Ried. Margraf Verlag, Weikersheim. 173-188.
- PRECKER, A. (1999):
Die Regenmoore Mecklenburg-Vorpommerns – Vorläufig
abschliessende Auswertung der Untersuchungen zum Regen-
moor-Schutzprogramm des Landes Mecklenburg-Vor-
pommern.- Telma 29, 131-145.
- QUINGER, B.; U. SCHWAB, A. RINGLER, M. BRÄU, R.
STROHWASSER & J. WEBER (1995):
Lebensraumtyp Streuwiesen. Landschaftspflegekonzept
Bayern, Band II.9. Bayer. Staatsmin. f. Landesentwicklung
u. Umweltfragen, Bayer. Akad. f. Naturschutz und Land-
schaftspflege (Hrsg.). München. 396 S.
- RIECKEN, U.; U. RIES & A. SSYMANCK (1994):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepub-
lik Deutschland.- Schr.-Reihe Landschaftspflege u. Na-
turschutz 41. 184 S.
- RINGLER, A. (1999):
Moorentwicklung in Bayern post 2000: Dezentral, koope-
rativ, aber nicht ziellos.- Laufener Seminarbeiträge 6/98,
109-152.
- ROSENTHAL, G. (1992):
Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen.- Disserta-
tiones Botanicae 182. Cramer, Berlin, Stuttgart. 283 S.
- ROSENTHAL, G.; J. HILDEBRANDT, C. ZÖCKLER, M.
HENGSTENBERG, D. MOSSAKOWSKI, W. LAKOMY
& I. BURFEINDT (1998):
Feuchtgrünland in Norddeutschland – Ökologie, Zustand,
Schutzkonzepte.- Angewandte Landschaftsökologie 15.
291 S. + Anhang.
- SAARNIO, S.; T. SAARINEN, H. VASANDER & J. SIL-
VOLA (2000):
A moderate increase in the annual CH₄ efflux by raised
CO₂ or NH₄NO₃ supply in a boreal oligotrophic mire.-
Global Change Biology 6, 137-144.
- SCHMATZLER, E. (1994):
Naturschutzfachliche Bewertung der Hochmoore in Nie-
dersachsen – Stand April 1994.- Telma 24, 221-227.
- SCHOPP-GUTH, A. (1993):
Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populati-
onsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und
das Samenpotential im Boden.- Dissertationes Botanicae
204. 168 S.
- (1998):
Anforderungen des Naturschutzes an die Landnutzung in
Niedermooren.- In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach
(Hrsg.): Zehn Jahre Naturschutzgroßprojekt Wurzacher
Ried. Margraf Verlag, Weikersheim. 189-212.
- (1999):
Renaturierung von Moorlandschaften – Naturschutzfachliche
Anforderungen aus bundesweiter Sicht unter besonde-
rer Berücksichtigung der Grundwassermoore.- Schriften-
reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 57. 220 S.
- SCHRAUTZER, J. & K. JENSEN (1999):
Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzes-
sionsprozessen auf die Flora der Niedermoorstandorte
Schleswig-Holsteins.- Zeitschrift für Ökologie und Natur-
schutz 7, 219-240.
- SCHUCH, M.; W. LAFORCE & W. MEINDL (1986):
Die Moorkvorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand.
Telma 16, 11-21.
- SLIVA, J. (1997):
Renaturierung von industriell abgetorften Hochmooren am
Beispiel der Kendlmühlfilzen. Utz Verlag, München. 221 S.
- SLIVA, J.; G. KUHN, U. WILD, H.J. SCHLEIFER, M.
KURZ & J. PFADENHAUER (1999):
Methoden der Inventarisierung und Bewertung der bayeri-
schen Moore – als Grundlage für ein Moorentwicklungs-
konzept.- Laufener Seminarbeiträge 6/98, 65-78.
- STEINER, G.M. (1992):
Österreichischer Moorschutzkatalog.- Grüne Reihe 1. Bun-
desministerium f. Umwelt, Jugend u. Familie, Wien. 509 S.
- STERNBERG, K. (1995):
Regulierung und Stabilisierung von Metapopulationen bei
Libellen am Beispiel von *Aeshna subarctica elisabethae*
Djakonov im Schwarzwald (Anisoptera: Aeshnidae).- Li-
bellula 14(1/2), 1-39.
- SUCCOW, M. (1988):
Landschaftsökologische Moorkunde. Bornträger, Berlin,
Stuttgart. 340 S.
- (1998):
Nutzung, Nutzen und zukünftige Nutzbarkeit von Nieder-
moorstandorten.- In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach
(Hrsg.): Zehn Jahre Projekt Wurzacher Ried. Margraf Ver-
lag, Weikersheim. 21-33.
- SVENSSON, B.H. & I. SUNDH (1992):
Factors affecting methane production in peat soils.- SUO
43(4-5), 183-190.
- THORN, M. (2000):
Auswirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf die
Vegetation von Streuwiesen.- Natur und Landschaft 75(2),
64-73.
- TREPEL, M. & J. SCHRAUTZER (1998):
Bewertung von Niedermoorökosystemen für den Ressour-
censchutz und Artenschutz in Schleswig-Holstein und ihre
Entwicklungsmöglichkeiten.- Die Heimat 105(3/4), 45-62.
- TREPEL, M.; M. BODE, E.W. REICHE & J. SCHRAUT-
ZER (1999):
Bedeutung von Nährstoffausträgen aus Niedermooren und
Strategien ihrer Vermeidung. Ökologie-Zentrum Kiel: un-
veröff. Abschlussbericht des LAWA-Vorhabens K5.64. 95
S. + Anhang.
- VAN DER HEIJDEN, E.; S.K. VERBEEK & P.J.C. KUI-
PER (2000):
Elevated atmospheric CO₂ and increased nitrogen deposi-
tion: effects on C and N metabolism and growth of the peat
moss *Sphagnum recurvum* P. Beauv. var. *mucronatum*
(Russ.) Warnst. Global Change Biology 6, 201-212.
- VAN DIGGELEN, R. (1998):
Moving Gradients – Assessing restoration prospects of de-
graded brook valleys. Proefschrift, Rijksuniversiteit Gron-
ingen. Van Denderen bv, Groningen. 183 S.
- VERRY, E.S. (1988):
Wetlands and water. Water Quality Bulletin 13, 17-20.
- WEID, R. (1999):
Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen von oberbayeri-
schen Mooren.- Laufener Seminarbeiträge 6/98, 25-48.

WESTHUS, W. & U. VAN HENGEL (1995):
Biotope in Thüringen - Situation, Gefährdung, Schutz.
Thüringer Landesanstalt f. Umwelt (Hrsg.). Naturschutzre-
port 9. 255 S.

WILD, U. & J. PFADENHAUER (1997):
Stickstoffhaushalt auf Niedermoor-Renaturierungsflächen
im Donaumoos.- Verhandlungen Gesellschaft f. Ökologie
27, 235-242.

WICHTMANN, W. & D. KOPPISCH (1998):
Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nor-
dostdeutschlands.- Zeitschrift f. Kulturtechnik und Land-
entwicklung 39, 162-168.

ZEITZ, J.; H. LEHRKAMP & M. KNIEPER (1998):
Karte der Niedermoore Brandenburgs – Grundlage für
Maßnahmen des Niedermoorschutzes.- Telma 28, 273-283.

ZOLLNER, A. & H. CRONAUER (1999):
Wiedervernässung und Durchforstung als Maßnahmen zur
Renaturierung bewaldeter Moore in Bayern – erste Ver-
suchsergebnisse.- Laufener Seminarbeiträge 6/98, 55-64

Anschrift der Verfasser:

Dr. Armin Schopp-Guth & Christiane Guth
Büro für Landschaftsökologie und GIS-Entwicklung,
Umweltbildung
Eichenweg 7
D-53604 Bad Honnef
Tel. 02224/961818
schopp-guth@t-online.de

Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren

Jürgen EIGNER*

1. Einleitung

Hochmoorrenaturierungen werden in Norddeutschland etwa seit Anfang der 70er Jahre betrieben. Grundlage dafür ist der allgemeine Biotopschutz nach §30 des Bundesnaturschutzgesetzes, der in Schleswig-Holstein für die Moore schon seit 1973 nach dem damaligen Landschaftspflegegesetz besteht. Aufgrund vielfältiger Erfahrungen, auch von manchen Rückschritten sowie vielfältiger wissenschaftlicher Untersuchungen sind die Methoden und Maßnahmen zur Hochmoorrenaturierung mittlerweile recht gut bekannt. Eine zusammenfassende Darstellung der Grundlagen und Methoden geben EIGNER & SCHMATZLER 1991. Eine erste zusammenfassende Bilanzierung der bisherigen Erfahrungen findet sich bei EIGNER 1995. In Schleswig-Holstein wurden besonders umfangreiche wissenschaftliche Begleituntersuchungen im Naturschutzgebiet Dosenmoor vorgenommen, die 1998 zusammenfassend veröffentlicht wurden (IRMLER, MUELLER & EIGNER 1998).

Für derartige Vorhaben werden unterschiedliche Begriffe wie Hochmoorrenaturierung, Hochmoorregeneration oder Hochmoorrevitalisierung verwendet, und es entbrennt hin und wieder ein wenig hilfreicher Streit über die richtige Bezeichnung. Wir (EIGNER & SCHMATZLER 1991) haben uns auf die Begriffe Renaturierung als eine allgemeine Verbesserung des Zustandes von Hochmooren in Richtung auf mehr Natur und Regeneration als erfolgreiche Wiederherstellung hochmoortypischer Verhältnisse (Vegetation und Tierwelt) einschließlich des Beginns des Wachstums einer geschlossenen hochmoortypischen Torfmoosdecke festgelegt. Manche Autoren fordern vehement den Begriff „Revitalisierung“ (z.B. LÜTTIG 1993). Im Grunde werden alle diese Begriffe der Natur nicht gerecht. Sie unterstellen, dass wir etwas regenerieren, renaturieren oder gar vitalisieren können. Etwas bescheidener und realistischer wäre es, sich beim Hochmoor auf die entscheidende Grundmaßnahme, nämlich die „Wiedervernässung“ als Überschrift zu beschränken. Die Natur vitalisiert, regeneriert oder naturiert sich dann schon von selbst.

2. Eigenschaften des natürlichen Hochmoores

Um in der praktischen Naturschutzarbeit die richtigen Maßnahmen zur Hochmoorrenaturierung zu er-

greifen, ist es notwendig, sich die wichtigsten Eigenschaften des natürlichen Hochmoores zu vergegenwärtigen. Nur aus der Kenntnis der Ökologie des natürlichen Hochmoores lassen sich die Eigenschaften und Reaktionsweisen der entwässerten degradierten Hochmoorreste in unserer Landschaft erklären. Aus dieser Erkenntnis ergeben sich dann die Folgerungen für die Maßnahmen sowie zur Pflege und Entwicklung der einzelnen Moorflächen.

Hochmoore entstehen in Landschaften mit positiver Wasserbilanz und dort, wo die Niederschläge im Prinzip gleichmäßig über das ganze Jahre verteilt sind. Im typischen Fall entstehen sie auf bestehenden Niedermooren. In dem Überschuss an Niederschlagswasser siedeln sich Torfmoose (*Sphagnum diverse spec.*) an, die einen eigenen uhrglasförmig aufgewölbten Hochmoorkörper aufbauen und dabei die Niedermoorvegetation allmählich verdrängen. Der Moorkörper wächst dabei aus dem nährstoffreichen Grundwasser heraus und baut ein Wasserregime auf, das ausschließlich vom nährstoffarmen Niederschlagswasser gespeist wird. Die Hochmoore werden daher auch etwas treffender „Regenmoore“ oder „ombrothrophe Moore“ genannt. Dies wiederum bedingt das charakteristische Vegetationsmuster der Hochmoore. Die wesentlichen Torfbildner sind die Torfmoose, die aufgrund ihres anatomischen Aufbaus und ihrer physiologischen Eigenschaften die wesentlichen Träger der Struktur und der Eigenschaften der Hochmoortorfe sowie der Oberflächenstruktur in lebenden vollwüchsigen Hochmooren bedingen. Die Torfmoose wachsen in dichten Polstern, so dass man das ganze Hochmoor als ein großes Moospolster auffassen kann. Der größte Teil der Oberfläche eines atlantischen Hochmoores ist von Natur aus baumfrei (Abb. 1). Die Oberfläche bildet eine ebene Hochfläche, die jedoch kleinflächig in ein regelmäßiges Mosaik aus erhabenen „Bulten“ und niedriger gelegenen „Schlenken“ mit der jeweils dazugehörigen Pflanzenwelt gegliedert ist (näheres z.B. bei OVERBECK 1975). In natürlichen Hochmooren finden sich weitere Strukturelemente, insbesondere im Zusammenhang mit der Verteilung offener Wasserflächen. So können sich insbesondere im Randbereich des Moores Schlenken zu konzentrisch angeordneten strangförmigen Wasserflächen, sogenannten „Flarken“ erweitern. Die

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ vom 3.-4. Mai 2000 in Rosenheim

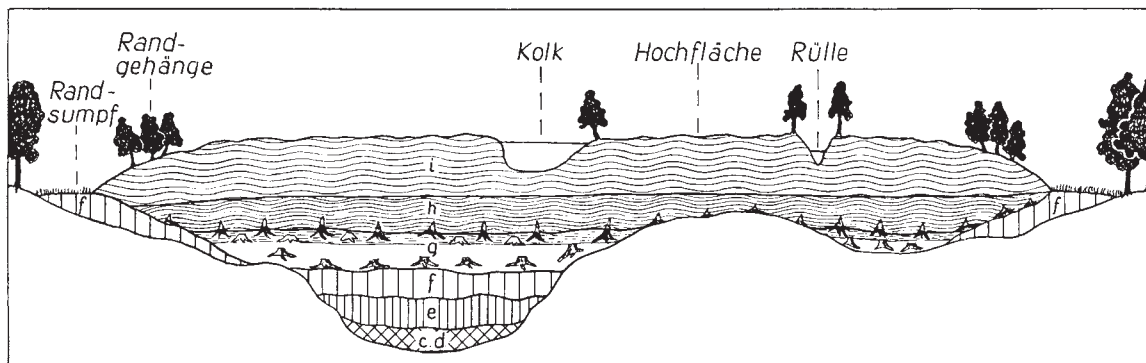


Abbildung 1

Schematischer Schnitt durch ein echtes Hochmoor, das sich über Flachmoorablagerungen aufgebaut hat.

c, d= Mudden, e= Schilftorf, f= Seggentorf, g= Erlenbruchtorf, darüber Birken-Kiefern-Übergangstorf, h= stark zersetzter Sphagnumtorf, i= schwach zersetzter Sphagnumtorf (aus OVERBECK 1975).

Mooroberfläche hat auch natürliche Abflüsse („Rillen“), über „Einsturztrichter“ kann dieser Abfluss auch unterirdisch erfolgen, wie z. B. in einigen Hochmooren des Oberharzes. An den zentralen Stellen des Hochmoores liegen vereinzelt natürliche Gewässer, Kolke, aber auch kleine Seen. Nur im Randbereich des Hochmoores am sogenannten „Randgehänge“ und im Bereich der natürlichen Wasserflächen, Kolke und Rillen, findet sich natürlicherweise auch Baumbewuchs neben weiteren nährstoff- und wechselfeuchte-anzeigenden Pflanzen (z. B. auch das Pfeifengras, *Molinia coerulea*, sogenannte „Kremnomerobionten“ nach MÜLLER 1976).

Von entscheidender Bedeutung für Maßnahmen zur Pflege und Entwicklung der Hochmoore ist die Kenntnis des Wasserhaushaltes. Das natürliche Hochmoor ist – abgesehen von jahreszeitlichen Schwankungen – im Prinzip bis an die Oberfläche vernässt. Nur das überschüssige Wasser wird über Rillen und das Randgehänge abgegeben. In Anlehnung an EGGELSMANN (1990) kann der Wassermengenhaushalt eines natürlichen Hochmoores in der norddeutschen Tiefebene etwas vereinfacht folgendermaßen dargestellt werden: Bei durchschnittlichen Niederschlägen von 700 mm pro Jahr betragen die Verdunstungsraten etwa 500 mm und der Abfluss ca. 200 mm. Die Wasserabgabe der Hochmoore an das Grundwasser sowie eine zusätzlich jährlich erforderliche Speicherkapazität für das Torfmooreswachstum kann bei dieser überschläglichen Betrachtung vernachlässigt werden.

Obwohl ein Hochmoor im Prinzip wassergesättigt ist, erfolgt bei starken Regenfällen eine Pufferung der Wassermenge dadurch, dass im unberührten Hochmoor die Wasserabgabe nach dem Regen außerordentlich gleichmäßig erfolgt, so dass Abflussspitzen vermieden oder gut verteilt werden. Diese Eigenschaft der Hochmoore wird dadurch erklärt, dass der schwach humifizierte jüngere Weißtorf und die lebende Torfmooresvegetationsdecke dazu befähigt sind, einen Teil der Niederschläge ähnlich einem

Schwamm aufzunehmen. Dabei quillt der Moorkörper messbar. Dieses Phänomen wird in der Moorkultur nicht besonders treffend als „Mooratmung“ bezeichnet. Weiterhin ist für das Verständnis der Eigenschaft eines Hochmoores und auch zum Gelingen der Hochmoorrenaturierung ein weiteres Begriffspaar wichtig, nämlich die Unterscheidung zwischen einem Acrotelm und einem Catotelm (INGRAM, 1983, IVANOW 1981).

Der Hochmoorkörper wird insbesondere auf der Grundlage russischer Autoren in Anlehnung an Unterscheidungen in der Bodenkunde in eine untere, ständig mit Wasser gesättigte inaktive Schicht, das Catotelm, und eine obere, wenigstens zeitweise unter Lufterfluss stehende aktive Schicht, das Acrotelm, unterteilt. Die Grenze bildet dabei der niedrigste Grundwasserstand. Alle wesentlichen biotischen und auch für das lebende Hochmoor wichtigen physikalischen und chemischen Eigenschaften und Prozesse laufen im Acrotelm ab (Tab. 1). Sehr anschaulich schildert JOOSTEN (1993) die Wirkung des Acrotelms als hydrologisches Regulativ des Hochmoores.

Die wüchsigen Torfmoose im natürlichen Hochmoor sind auf die acrotelmatischen Bedingungen angewiesen. Umgekehrt sind sie Träger der Eigenschaften des Acrotelms. Ein Anstau mit Wasser bei Renaturierungsmaßnahmen darf daher nicht zum Überstau der wertvollen Torfmoosflächen führen, da diese dann „ertrinken“ können. Ziel der Hochmoorrenaturierung muss es also im Prinzip sein, „acrotelmatische Bedingungen“ herzustellen. Dies stellt die größten Schwierigkeiten angesichts der veränderten hydrologischen Verhältnisse der entwässerten Hochmoorflächen dar.

3. Heutiger Zustand der Hochmoore

Die Hochmoore gingen im letzten Jahrhundert eklatant zurück durch Entwässerung, Torfabbau und Kultivierung. Entsprechend gibt es z. B. für Niedersachsen und Schleswig-Holstein die bekannten Dar-

Tabelle 1

Eigenschaften von Acro- und Catotelm (in Anlehnung an INGRAM 1983 aus: EIGNER & SCHMATZLER 1991)

	Acrotelm	Catotelm
Biologische Aktivität	vorhanden	kaum vorhanden
Energieaustausch	schnell	langsam
Stoffaustausch	schnell	langsam
Wassergehalt	variabel	konstant
Durchlässigkeit	weit variabel, am höchsten an der Oberfläche	relativ konstant, niedrig
Belüftung	periodisch aerob	anaerob
Aktivität torfbildender aerobischer Mikroorganismen	hoch	nicht vorhanden (generell Grad der mikro- biellen Tätigkeit niedrig)
Makroflora	Matrix von lebendem Pflanzenmaterial	abgestorben, mit Ausnahme weniger Wurzeln

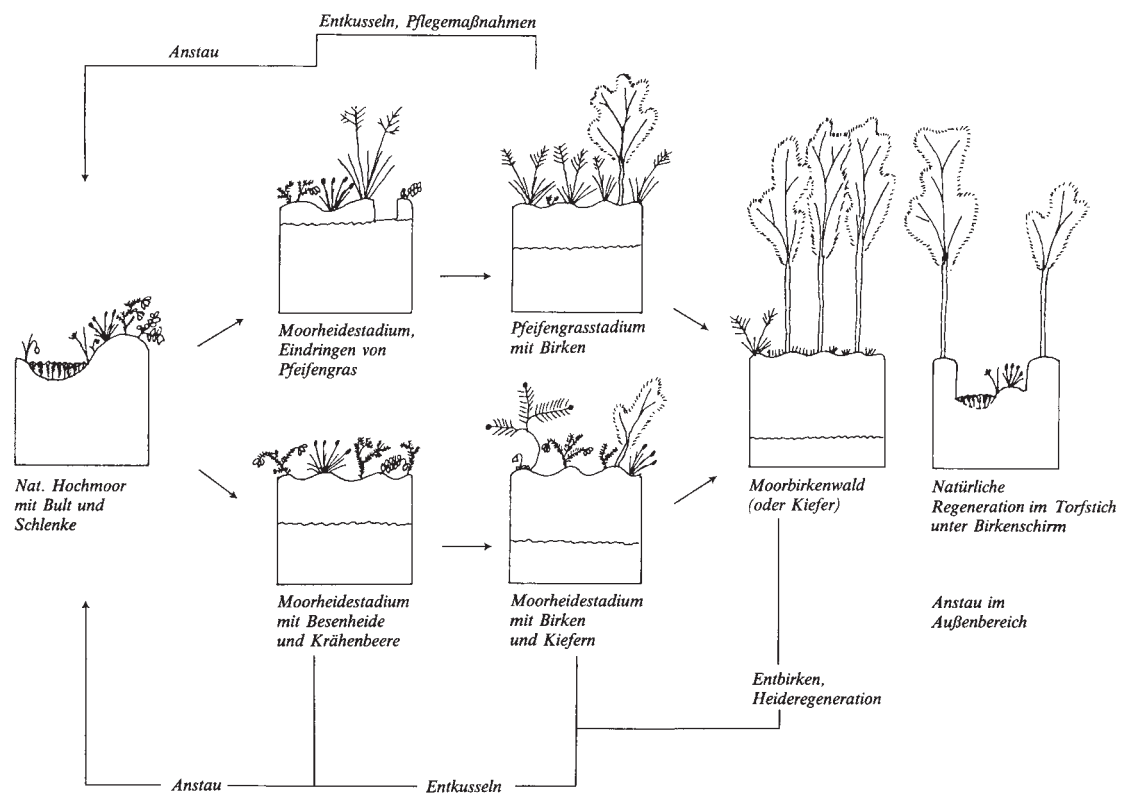


Abbildung 2

Verschiedene Zustandsstadien eines Hochmoores im Zuge anthropogener Veränderungen, insbesondere der Entwässerung. Eingetragen sind außerdem die hauptsächlichen Maßnahmen zur Hochmoorrenaturierung (in Anlehnung an ELLENBERG, aus: EIGNER 1982).

stellungen des Moorrückganges. Neben den quantitativen Rückgängen (in Schleswig-Holstein sind nur noch ca. 12% der ehemaligen Ausdehnung der Hochmoore vorhanden) gibt es erhebliche qualitative Veränderungen, so dass wir kaum noch intakte, lebende Hochmoore in der Landschaft erleben können. Lediglich in sekundären Torfstichen haben sich bei konstanten Wasserverhältnissen naturnahe Bult-Schlenken-Regenerationskomplexe eingestellt. Die verschiedenen Degenerationsstadien zeigt im Prinzip die Abb. 2, die in Anlehnung an ELLENBERG viel-

fach abgewandelt publiziert wurde. Bereits bei schwacher Entwässerung stellt das Moor sein Wachstum ein, die Torfmoose gehen stark zurück. Aus der Vegetation der Bulte breiten sich die Heidekräuter und das Scheidige Wollgras über das ganze Moor aus (Moorheidestadium). Weitere Entwässerungen führen zum Pfeifengrasstadium, einzelne Birken, aber auch Nadelbäume, besonders Kiefern, können einwandern. Dies ist sowohl die Folge der Austrocknung als auch der im Zuge der Austrocknung erfolgenden Mineralisation und damit Nährstoffanreicherung. Die weitere

Entwicklung führt zu reinen Waldstadien des Moorbirkenwaldes, der sich schließlich sogar zum Eichen-Birkenwald mit dem in der Krautschicht dominierenden Pfeifengras (*Molinia caerulea*) oder bei extrem trockenen Verhältnissen auch der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) entwickeln kann. Neben diesen häufigen Vegetationsentwicklungen treten weitere Stadien auf, die aus der Sicht des Naturschutzes u. U. sehr reizvoll sein können. So können z. B. *Calluna vulgaris*, *Myrica gale*, *Eriophorum vaginatum* oder *Empetrum nigrum* fast einartige Bestände bilden, die sich u. U. über lange Zeit kaum verändern.

Die Wasserstandsprofile in degenerierten Mooren zeigen gegenüber den natürlichen Verhältnissen insbesondere im Sommer stark gesenkte Wasserstände. Übers Jahr hin schwanken die Wasserstände sehr stark und weichen damit von den natürlichen Verhältnissen erheblich ab. Der Wassermengenhaushalt eines Hochmoores ändert sich jedoch im Prinzip bei der Entwässerung nicht. Der Wasserstand stellt sich lediglich auf einem niedrigeren Niveau ein. Zusammenfassend lassen sich die Vorgänge am besten als Zerstörung oder zumindest Beeinträchtigung des Acrotelms deuten.

Alle Degenerationsstadien sind trotz der Degeneration geschützte Biotope im Sinne des § 30 Bundesnaturschutzgesetz bzw. den entsprechenden Paragraphen der Ländernaturschutzgesetze. Die einzelnen Stadien kommen auch im natürlichen Hochmoor kleinflächig vor. Sie treten allerdings in den degenerierten Hochmooren in veränderten Proportionen auf. Außerdem haben sie in einer ausgeräumten Landschaft zusätzliche landschaftsökologische Funktionen, z. B. als Ersatz von Gehölzelementen oder in den trockenen Besenheidestadien als Refugium für Heidepflanzen- und -tierarten.

4. Leitbilder/Zielvorstellungen für die Moorrenaturierung

Die Entwicklung eines jeweiligen Moores muss sich an den vorhandenen Bestand und den potentiellen Möglichkeiten sowie auch an der Verhältnismäßigkeit in Bezug auf den organisatorischen und insbesondere den finanziellen Aufwand orientieren. Dabei kann sich auch der Umfang der Voruntersuchungen

zur Entwicklung dieses Leitbildes auf den Zustand und den Umfang des jeweiligen Moores anpassen. Es ist zu entscheiden, ob der Aufwand für das Fernziel einer echten Hochmoorregeneration im Sinne von oligotropher Oxyccoco-Sphagneteta-Vegetation im Bult-Schlenkenkomplex möglich ist und lohnt oder ob es ausreicht, sich an einer irgendwie interessanten Moorlandschaft als Leitbild zu orientieren. Aufgrund der inzwischen 25-jährigen Erfahrungen ist es auch geboten, bereits in diesem Stadium die Konsequenzen für den Ersatzlebensraum des degenerierten Hochmoores abzuschätzen, wenn dieser durch die Hochmoorregeneration verändert wird. Zu dieser Problematik zwei Beispiele: Eine Tabelle der Großschmetterlinge von MEINEKE (1982, Tab. 2) zeigt, dass das Inventar an Großschmetterlingen in der heutigen Kulturlandschaft eher an die unterschiedlichen Degenerationsstadien gebunden ist. Ähnliche Untersuchungen liegen z. B. aus dem Hohen Moor bei Stadel vor (KELM & WEGNER 1988). Dasselbe gilt im Prinzip auch für die Vogelwelt. Wie man der Arbeit von MENZEL 1994 entnehmen kann, ist gerade die vielfältige degenerierte und teilweise auch sich von selbst regenerierende Moorlandschaft ein Refugium für viele Kleinvögel, die zwar nicht besonders spezialisiert sind, aber doch in ihrer Gesamtheit einen naturschutzwürdigen Bestand darstellen. So wurden im Ostenholzer Moor besonders in den Degenerationsstadien 55 Brutvogelarten festgestellt.

Die Bestandsaufnahme eines Moores muss zumindest eine Analyse der Entwässerungsverhältnisse und in abgestufter Intensität eine Analyse der Vegetationsstruktur und der Verteilung der Vegetation beinhalten.

Aus der Analyse ist ein Leitbild für das Gesamtmoor und für die Teilflächen zu erstellen, das dann schließlich zu einem Entwicklungskonzept führt. Darin sind für die einzelnen Teilflächen die Zielsetzungen und die Maßnahmen in Text und Karte festzulegen und zu beschreiben. Solche Entwicklungskonzepte sollten laufend fortgeschrieben werden.

5. Maßnahmen zur Hochmoorrenaturierung

Im Folgenden sollen die wichtigsten Maßnahmen in den Restmooren mit Kommentierung aus den bishe-

Biotoptyp	Nieder-moor	Übergangs-moor	Hochmoor gestört, Calluna-Typ	Hochmoor intakt, offen	Hochmoor intakt, Wald
absolut vorhanden	248 (58%)	221 (52%)	300 (70%)	175 (41%)	197 (46%)
mit Schwerpunkt vorhanden in	127 (30%)	13 (13%)	69(16%)	23 (5%)	94 (22%)
Charakter-arten	31	13		Tyrphobionte: 13 stark Tyrphophile: 11	

Tabelle 2

Ausstattung der Biotoptypen mit Großschmetterlingsarten in zehn Mooren des westlichen Alpenvorlandes in Baden-Württemberg (nach MEINEKE 1992).

rigen Erfahrungen beschrieben werden. Zunächst beschränken wir uns auf die Zielsetzung der echten Hochmoorregeneration, kommen zum Schluss aber wieder auf eine Betrachtung der heutigen Moore in Hinblick auf die Gesamtlandschaft zurück.

5.1 Wiedervernässung

Die wichtigste Maßnahme bei allen Verfahren zur Hochmoorrenaturierung ist die Wiedervernässung. Wenn diese im Sinne des Entwicklungskonzeptes gelingt, sind alle anderen Maßnahmen nachrangig. Die Wiedervernässung entwässerter Hochmoorflächen darf nur durch Rückhaltung von oligotrophem Niederschlagswasser erfolgen. Dazu sind die vorhandenen Entwässerungsgräben zu schließen. Die Wiedervernässung hat eine möglichst konstante Anhebung des Wasserstandes bis an die Geländeoberfläche zur Herstellung eines funktionsfähigen Acrotelms zum Ziel. Ein Überstau der Flächen ist möglichst zu vermeiden. Ideal wäre das Verfüllen und Verdichten der gesamten Grabenlängen, was aber aus Kostengründen einerseits und andererseits wegen der erheblichen Zerstörung der Vegetationsdecke im Randbereich der Gräben nicht möglich ist. Zur Abdichtung der Gräben sind unterschiedliche Techniken entwickelt worden. Zunächst wurde mehr in Handarbeit gearbeitet, inzwischen ist die Verwendung von Planboardplatten gut eingeführt, die maschinell in den gewachsenen Torfkörper gedrückt werden und entsprechend dem vorhandenen Gefälle in gestaffelten Staus eingebracht werden müssen (vgl. Foto 1). Dieses System muss nach bisherigen Erfahrungen laufend empirisch nachgebessert werden. Die im Dosenmoor in Schleswig-Holstein verwendeten Staubretter, die sich im Laufe der Jahre als die widerstandsfähigsten erwiesen haben, sind nicht quellbare wasserfeste finnische Planboardplatten, bestehend aus 15-18 dünnen, kreuzverleimten Furnierlagen, wobei 2 Birkenfurniere als Deckschicht und dazwischen abwechselnd Nadel- und Birkenholzfurniere verwendet werden. Die Stärke der Platten beträgt ca. 18-21 mm. Die Oberfläche wird mit einem Phenolharzfilm (120 g/m²) für normale Beanspruchung geschützt. Die Platten besitzen eine erhöhte Widerstandsfähigkeit gegen Abrieb, Feuchtigkeit, Chemikalien, Insekten und Pilze. Die Kanten sind gegen Feuchtigkeitsaufnahme zu versiegeln, wobei die einzurammende Kante vorher abgeschrägt werden muss. Näheres zur Technik, einschließlich des Einsatzes geeigneter Maschinen bei MUSZEIKA 1998.

Das Hauptproblem beim Anstau ist, diesen über das gesamte Jahr konstant zu halten, wie es unter acrotelmatischen Bedingungen im natürlichen Hochmoor geschieht. Diese acrotelmatischen Bedingungen sind, wie oben dargelegt wurde, an eine geschlossene Torfmoosdecke gebunden, insofern ist die Übergangszeit bis zur Erreichung natürlicher Moorverhältnisse entsprechend lang und aufwendig. Es hat sich als sinnvoll erwiesen, bei den Stauen auch Überläufe vorzusehen. Bei größeren Bauwerken kann dies mit Hilfe

von aus dem Wasserbau bekannten regulierbaren Mönchen geschehen. Je größer die anzustauenden Gräben sind, desto weniger gelingt es allerdings einen konstanten Wasserstand zu erzeugen. Ein Überstau ist nur in Ausnahmefällen sinnvoll, z.B. wenn es gilt, große *Molinia*-Flächen auf Leegmoor zu verändern. Je größer die Flächen werden, desto größer ist aber auch das Problem der schwankenden Wasserstände. Die Austrocknung im Sommer kann geradezu wiederum zu einer extremen Förderung von *Molinia* führen, die insbesondere an Stauwasserbedingungen, also an schwankende Wasserstände hervorragend angepasst ist.

Bei optimalen Verhältnissen kann der Anstau relativ zügig vorangehen. EGGELSMANN & KLOSE konnten 1982 auf dem Lichtenmoor in Niedersachsen zeigen, dass der ombrotrophe Wasserstand sich bereits nach 1½ Jahren an der Oberfläche wieder einstellt. Hier waren die Voraussetzungen relativ günstig, weil die Oberfläche dieses abgetorften Leegmoores völlig eben war und für die Entwicklung der Oberflächenstruktur eine gute Schicht der sogenannten „Bunkerde“ aus Weißtorf und Moorpflanzenresten aufgebracht werden konnte. Parallel zu der Entwicklung eines oberflächennahen Grundwasserstandes ging die Entwicklung von Torfmoos- und Wollgrasvegetation, letztere insbesondere aus Scheidigem und Schmalblättrigem Wollgras (*Eriophorum vaginatum* und *angustifolium*).

5.2 Das Modell Dosenmoor – Versuch einer aktiven Regenwasserzufuhr

Im Dosenmoor in Schleswig-Holstein wurde über zehn Jahre ein Versuch zur aktiven Bewässerung mit zusätzlich aufgefangenem Regenwasser durchgeführt. Die Versuche wurden intensiv wissenschaftlich begleitet sowohl von hydrologischer Seite als auch mit vielfältigen Untersuchungen der Organismen im Moor (MÜLLER, IRMLER & EIGNER 1998). Dieses Experiment in dem wichtigsten Hochmoorrest in Schleswig-Holstein hat in der Fachwelt großes Aufsehen erregt, wurde jedoch insbesondere aufgrund der Ergebnisse der hydrologischen Untersuchungen nach zehn Jahren eingestellt. Das Modell beinhaltet auf Vorschlag von MÜLLER (1981) eine aktive Bewässerung von Flächen im Moor mit Hilfe von künstlich angelegten Kolken. Diese Kolke werden über Pumpen aus Regenwasserreservoirs auf der Abtorfungsfläche gespeist. Die Voraussetzungen zur Erprobung des Modells waren besonders im Dosenmoor bei Neumünster gegeben. Die Anlage von künstlichen Kolken diente dabei nicht nur der Verbesserung der Hydrologie der Moore, sondern auch zur Schaffung von Sonderstandorten am Ufer der Kolke, die in unseren degenerierten Mooren nicht mehr vorhanden sind. Nach mehrjährigen hydrologischen Begleituntersuchungen (AUE 1998) zeigt sich, dass trotz der bereits sehr aufwendigen Anlage von Kolken und auch perforierten Schlauchsystemen die Bewässerung auf diese Art sowohl aufgrund tech-

nischer als auch wohl aufgrund systematischer Fehler nicht funktioniert. Die Vervollkommung des Systems hätte einen unvorstellbar hohen finanziellen Aufwand erfordert. Insgesamt war es ein interessantes aufschlussreiches Experiment, das auch zu Fragen der Wasserleitfähigkeit, insbesondere in größeren Tiefen des Moores viele Aufschlüsse ergeben hat.

5.3 Beseitigen des Gehölzaufwuchses (Entkusseln)

Bei fortschreitender Degeneration der Moorflächen kommt in den norddeutschen Mooren entsprechend der Abb. 2 zunehmend Birken- oder Kiefernbewuchs auf, der die natürliche Hochmoorvegetation auf mehrfache Weise beeinträchtigt. Gehölze unterdrücken die lichtliebenden Moorpflanzen durch Beschattung, entziehen über die Verdunstung ihrer Blätter dem Moorkörper zusätzliche Mengen an Wasser und bringen durch Laubfall die Vegetation zum Absterben. Darum wurde als eine der ersten, meist auch spektakulärsten Maßnahmen zur Hochmoorregeneration der Baumbewuchs entfernt, um einen ersten Schritt in Richtung auf das natürliche, im Zentrum baumfreie Hochmoor einzuleiten. Diese Maßnahmen müssen im Laufe der Erfahrungen zunehmend kritischer und differenzierter bewertet werden. Abb. 3 zeigt, dass nach der Beseitigung von Birken auf einer Fläche der Grundwasserspiegel deutlich ansteigt, die Maßnahme also tendenziell die erwartete Wirkung zeigt. Die Abbildung zeigt auch, dass im Mai/Juni zum Zeitpunkt des Birkenaustriebs erhebliche Wasserverluste über die Birkenblätter eintreten. Allerdings sind mit dem Entkusseln nicht alle Probleme gelöst. Wichtigste Einschränkungen des Erfolges ergeben sich aus den weiterbestehenden, jahresperiodischen Schwankungen der Grundwasserstände bei unveränderten Bodenverhältnissen sowie den nach Entkusseln verstärkt auftretenden Birkenkeimlingen und der direkten Zerstörung der Torfmoosvegetation. Außerdem gibt es aus gesamt-naturschützerischer Sicht erhebliche Einschränkungen. Auch die bewal-

deten Abschnitte gehören zur Einheit des Hochmoores dazu (siehe oben). Sie sind wichtiger Bestandteil von für die Moorfauna lebensnotwendigen Biotopkomplexen.

WAGNER (1994) fasst nach umfangreichen autökologischen Untersuchungen an *Betula pubescens* in natürlich regenerierenden Torfstichen und in zur Renaturierung hergerichteten Mooren die Möglichkeiten und Grenzen des „Entkusselns“ wie folgt zusammen:

Das Entkusseln ist sinnlos auf Flächen, deren Relief keine optimale Vernässung durch ombrotrophes stagnierendes Wasser zulässt, es ist unnötig (und aus Naturschutzgründen eher abzulehnen), auf optimal vernässten Flächen mit bereits regenerierender Moorvegetation.

Es ist eventuell zu befürworten auf schwach degenerierten Flächen, deren Relief eine optimale Vernässung zulässt und auf denen in der Zeit bis zum Einsetzen der Regenerationsprozesse ein lokales Aussterben von Hochmoorarten infolge eines sich weiter ausbreitenden Birkenwuchses verhindert werden soll.

5.4 Beweidung als Pflegemaßnahme

Trotz gut wirkender Einstauverfahren gelingt es in vielen Mooren nicht, nur mit Hilfe des Anstaus den Birkenaufwuchs sofort zu unterdrücken. Auch das Pfeifengras wird durch den Anstau nicht immer in überschaubaren Zeiträumen zurückgedrängt. Das Pfeifengras profitiert zwar primär von der Nährstoffanreicherung bei der Mineralisation durch Entwässerung. Es kann aber den Anstau als typisch wechselfeuchte Pflanze ertragen und auch noch im angestauten Millieu von dann ja immer noch vorhandenen Nährstoffen weiterhin profitieren. Sowohl gegen den Wiederaustrieb und das Neuauskeimen von Birken-sämlingen als auch zum weiteren Zurückdrängen von *Molinia* bietet sich als elegante Pflegemethode die Beweidung mit Moorschnucken an. Es kommen dafür nur die an das Moor angepassten Schafrassen unter ganz speziellen Bedingungen in Frage. Zurzeit exi-

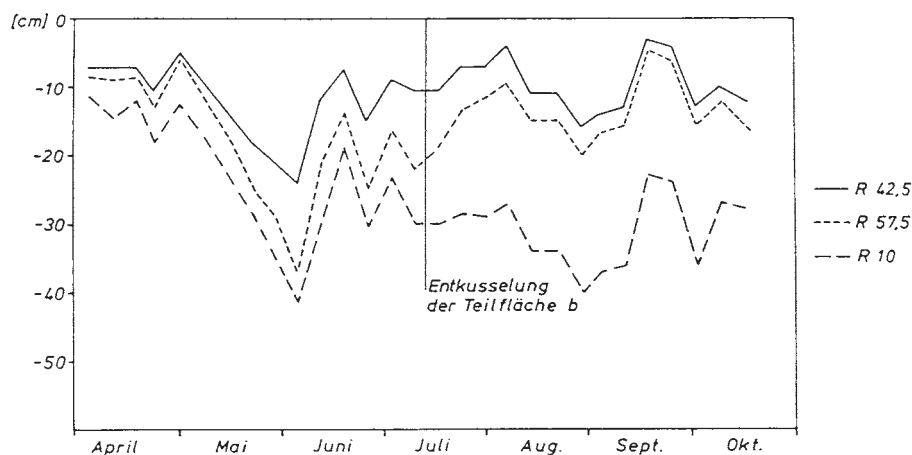


Abbildung 3

Grundwasser-Ganglinien auf Messpunkten im Birkenwald (R 10) sowie auf zwei Entkusselungsflächen (R 42,5 und R 57,5); Vegetationsperiode 1985 im Dosenmoor bei Neumünster (aus: WAGNER 1998).

stieren drei Schwerpunkte des Einsatzes, der größte in der Diepholzer Moorniederung (Niedersachsen), weitere im Umkreis des Zwillbrooker Venns in Nordrhein-Westfalen sowie in Schleswig-Holstein. Zum Einsatz kommen die weiße ungehörnte Heidschnucke (Moorschnucke) und die weiße gehörnte Heidschnucke (Foto 2), womit gleichzeitig ein Beitrag zum Erhalt dieser alten Landschaften geleistet wird.

Da mit der Beweidung doch etliche Probleme in dem oligotrophen Hochmoorbereich verbunden sind, wurde die Maßnahme in Schleswig-Holstein sowohl zu Beginn als auch im weiteren Verlauf sorgfältig wissenschaftlich begleitet. Mit Hilfe eines Forschungsauftrages (GÖRSCHEN & MÜLLER 1985/86) gleich zu Beginn der Beweidung wurde versucht, die moorschonendste und effektivste Art der Beweidung auch im Vergleich zur Mahd, herauszufinden. Daneben wurde mit Hilfe von pflanzensoziologischen Dauerflächen eine Effizienzkontrolle durchgeführt. Wir sehen in der Beweidung nur eine vorübergehende Pflegemaßnahme, um im Stadium der beginnenden Wiedervernässung nach dem Entkusseln den Wiederaustrieb der Birken zu verhindern und/oder die Entwicklung der Pfeifengrasstadien zu wertvollen Heidekraut- und Torfmoosbeständen zu beschleunigen. Daneben kann es auch im begrenzten Umfang eine Zielsetzung sein, einen traditionell beweideten Moorsteil mit durch die Beweidung erzeugter besonderer Artenschutzfunktion zu erhalten. Das beste Beispiel ist der traditionelle Brutplatz des Goldregenpfeifers in der Diepholzer Moorniederung, der auf den Erhalt einer mehr tundrenähnlichen niedrig wüchsigen Vegetation angewiesen ist.

Die Pflegemaßnahme mit den Moorschnucken wird ausschließlich als Wanderherde nach einem jährlich überprüften Beweidungsplan durchgeführt. Diese Art der Beweidung hat sich in Schleswig-Holstein außerordentlich gut bewährt und zu guten Ergebnissen dann geführt, wenn die Moore vorher ausreichend wiedervernässt wurden. Beispiele für den Einsatzplan der mittlerweile zwei Herden in Schleswig-Holstein zeigt die Abb. 4. Schwerpunktzeit des Einsatzes im

Sommer ist jeweils ein Moor. Daneben kommen in den Frühjahrs- und Herbstmonaten noch Beweidungen von Heiden und Sandtrockenrasen hinzu. Sowohl der Einsatzplan der Herden als auch zusätzliche Beweidungspläne für die einzelnen Gebiete werden jährlich überarbeitet, nachdem eine gemeinsame Ortsbesichtigung und ein gemeinsames Abstimmungsgespräch mit Erfahrungsaustausch unter allen Beteiligten erfolgt ist.

Ein wichtiges Ergebnis des Forschungsvorhabens von GÖRSCHEN & MÜLLER zeigt die Abb. 5. Zugrunde liegt die Hauptzeit der Kotabgabe über 24 Stunden. Der Tagesablauf der Herde ist so geschnitten, dass die Hauptkotmengen außerhalb des Moores abgegeben werden. Die Tiere leisten damit auch einen Beitrag zur Oligotrophisierung der Moore. Die Einsatzzeiten sind auf acht Stunden beschränkt. Auch während einer 20-minütigen Anmarschzeit werden hohe Kotmengen abgegeben.

Die Effizienz der Schafbeweidung beim Zurückdrängen von *Molinia* kann noch durch vorhergehendes Brennen mit entsprechender Technik („feuerökologischer Einsatz“) erhöht werden. Normalerweise fördert Brennen die Vitalität von *Molinia* dadurch, dass durch das Abbrennen der Streu verstärkt Nährstoffe zugeführt und Austriebshindernisse beseitigt werden. Die Schafbeweidung nutzt nun genau diese saftig frisch grüne Austriebsphase aus, um die Bulten von *Molinia* effektiv zu verbeißen. Gerade die dabei entstehende neue Bultstruktur im Hochmoor ist ein guter Ansatzpunkt zur Wiederbesiedlung der Flächen mit Moorpflanzen und führt wesentlich eher zu der charakteristischen Bult-Schlenken-Struktur der Hochmooroberflächen als etwa eine Mahd. Die Untersuchungsflächen von LINDNER 1985 sowie MARTIN & RASSMUS 1992 zeigen insbesondere in den Bereichen, die vor dem Beweiden gebrannt wurden, eine gute Zunahme sowohl der moortypischen Glockenheide *Erica tetralix* als auch der Torfmoose.

Eine Beweidung mit anderen Tierarten oder anderen Schafrassen kommen allenfalls in den Randbereichen der Moore in Frage. Insbesondere zur Einbeziehung von Hochmoorgrünland im Randbereich

Herde I	Haberland		Bültsee		Dellstedter Birkwildmoor				Bültsee			
			Sorgwohld						Sorgwohld			
	Trockenrasen / Heide				Hochmoorbeweidung (Benthalm und Birke)				Trockenrasen / Heide			
Herde II	Haberland		Danewerk		Dosenmoor				Danewerk			
	Gr. Rhe				Lüngmoor				Groß Rheide			
	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.

Abbildung 4

Einsatzplan 1995 für die Schnuckenherden in Schleswig-Holstein

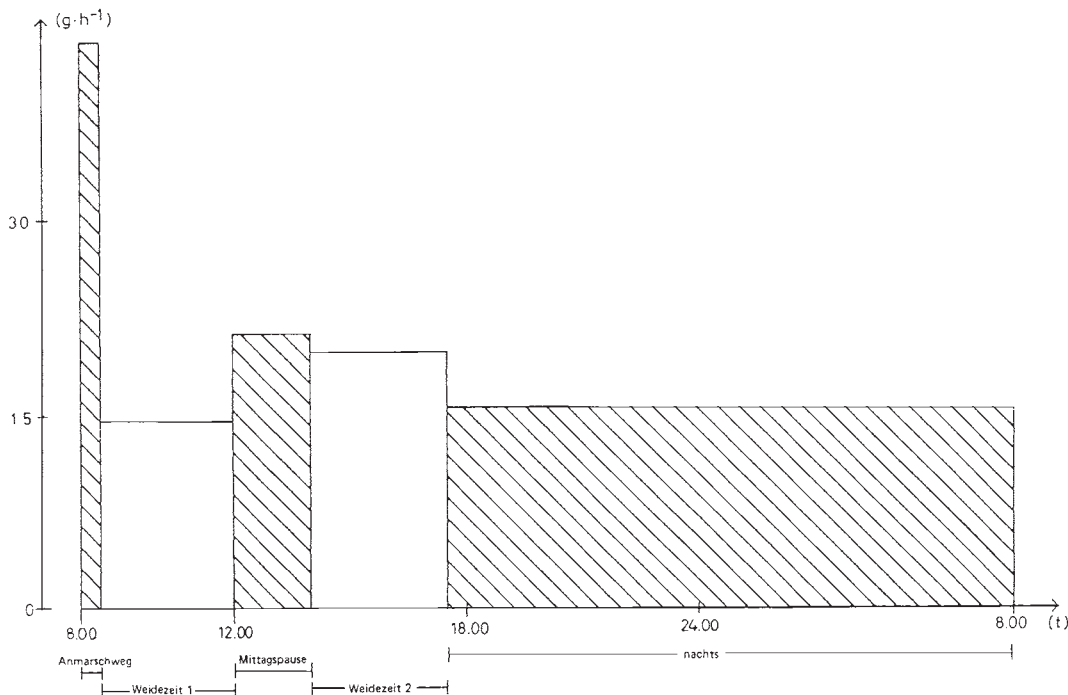


Abbildung 5

Verteilung der Kotabgabe über 24 Stunden bei optimaler Weideführung der Moorschnucken. Die Flächen der Rechtecke entsprechen den jeweils abgegebenen Kotmengen. Bei den schraffierten Flächen erfolgt die Kotabgabe außerhalb des Moores (aus: GÖRSCHEN & MÜLLER 1985/86).

eignen sich Robustrinderrassen, wie alte Haustierrassen aus Deutschland oder Schottische Hochlandrinder.

5.5 Weitere Maßnahmen

Zur Herrichtung von Moorflächen kommen in der Einrichtungsphase noch weitere Maßnahmen in Frage, die teilweise mit Erfolg erprobt wurden, jedoch eine untergeordnete Bedeutung im Gesamtkomplex der Hochmoorrenaturierung haben. So wurde vielfach versucht, den oben beschriebenen Beweidungseffekt durch eine Mahd herzustellen. Diese hat gegenüber der Beweidung den großen Nachteil, dass ein ebener Rasen entsteht, der nicht hochmoorstrukturpepezifisch ist. Außerdem ist die Technik in einem gut vernässten Moor relativ schwierig. Manche von diesen geeignet erscheinenden „Moorraupen“ beschädigen allein durch die mächtigen Ketten die sehr empfindliche Mooroberfläche, so dass dies mit fortschreitender Renaturierung nicht mehr in Frage kommt.

Weitere Maßnahmen umfassen die technische Behandlung des Torfsubstrates. Eine Randabdämmung war leider in der Vergangenheit und ist teilweise in der Gegenwart noch nötig, um das Moor exakt hydrologisch von der landwirtschaftlich genutzten Umgebung – meist eben auch auf Moorboden – abzutrennen. Es wird heute angestrebt, solche Abdämmungsmaßnahmen zu vermeiden und eher durch entsprechende Ankäufe und Herrichtung auch der Umgebung der Moore die natürlichen, fließenden, auch hydrologischen Übergänge zu erreichen. Das Abschrägen von Torfstichkanten kann eine sinnvolle

Maßnahme sein, um die abrupten Übergänge abzumildern. In einzelnen Fällen wurden auch Flächen von Seiten des Naturschutzes geplant. Nach der Wiedervernässung kann dies zu einer effektiven Wiederbesiedlung durch Moorpflanzen führen, insbesondere auf Leegmoor.

Die Maßnahmen zur Herrichtung der Moore werden abgerundet durch entsprechende Besuchereinrichtungen, die vonseiten des Naturschutzes zur Schonung der Mooroberfläche, eher aber auch zu der sehr positiv zu sehenden Heranführung der Menschen an diesen Lebensraum geschieht. Geeignete Einrichtungen sind Bohlenwege, Besucherplattformen und Aussichtstürme (Foto 3).

6. Effizienzkontrollen/wissenschaftliche Begleituntersuchungen

Die Gesamtmaßnahmen wurden in Norddeutschland, aber auch im Mittelgebirgsraum (z. B. BOHN 1989, GROSSE-BRAUKMANN & REIMANN 1989) vielfach untersucht. In Schleswig-Holstein stand neben weiteren Mooren das Naturschutzgebiet Dosenmoor im Mittelpunkt der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen, insbesondere auch zur Begleitung des oben beschriebenen aktiven Bewässerungsmodells Dosenmoor. Im Wesentlichen können überall positive Effekte der Wiedervernässung beobachtet werden. Großflächige wiedervernässte Torfstiche besiedeln sich entweder mit *Sphagnum fallax* oder *Sphagnum cuspidatum* und bilden allmählich Schwingdecken mit *Eriophorum angustifolium* aus. In unterschiedli-

Foto 1
Gestaffelte Staus aus Planboardplatten im Dosenmoor, Schleswig-Holstein



Foto 2
Herde der Weißen Gehörnten Heidschnucke mit einzelnen Ziegen im Dellstedter Moor, Schleswig-Holstein



Foto 3
Besucherplattform in einem regenerierenden Torfstich im Dosenmoor, Schleswig-Holstein



chen Zeiträumen erfolgt dann auch die Wiederbesiedlung mit Torfmoosen und weiteren Pflanzen der bunten Hochmoor-Torfmoosgesellschaft. Auf leegemoorähnlichen Flächen kommt es bei großflächiger Entwicklung auch zur Ansiedlung von Möwen, Enten und Graugänsen, die nicht unbedingt immer nur eine angepasste Hochmoorfauna widerspiegeln, sondern durchaus auch die Niedermoorphase der Moorentwicklung zeigen. Auf den erhaltenen Mooroberflächen breitet sich teilweise eine Schlenkenvegetation aus, die innerhalb der Heidekräuter durch das Weiße Schnabelried (*Rhynchospora alba*) auffällt.

Hinzu kommen auch spontane Torfmoosansiedlungen, die teilweise die etwas veränderten Nährstoffverhältnisse der schwach mineralisierten Torfe widerspiegeln (z.B. *Sphagnum palustre*, *Sphagnum fimbriatum*) oder auch die Staunässe-Situation der teilweise trockenen Mooroberfläche zeigen (*Sphagnum tenellum*, *Sphagnum molle*). Manchmal gibt es eine Reaktivierung der Blüte und Frucht von vorhandenen Pflanzen, wie z.B. die eindrucksvollen Bilder von dem fruchtenden Scheidigen Wollgras im Dosenmoor zeigen. Die 10-jährigen Dauerflächen-Untersuchungen von LÜTT 2001 zeigen eindrucksvoll

die Ausbreitung acrotelmatischer Torfmoos-Vegetation in einigen wiedervernässten Hochmoorteilen in Schleswig-Holstein, eine Ergebnis, das zu weiteren Regenerations-Maßnahmen ermutigt.

Die Ergebnisse aus dem Dosenmoor wurden in einer umfassenden Monographie veröffentlicht (IRMLER, MÜLLER & EIGNER 1998). Hier werden aus der Pflanzenwelt nicht nur die Entwicklung der höheren Pflanzen (Farn- und Samenpflanzen), sondern auch der Kieselalgen, Zieralgen, Flechten, Laub- und Lebermoose beschrieben. Die Pilzflora wurde bereits 1987 durch UNTIED-SIMON & MÜLLER untersucht. Die faunistische Erfassung umfasst die Vögel, Säugetiere, Reptilien und Amphibien, Spinnen und Weberknechte, Libellen, Heuschrecken, Schnabellkerfe und Schmetterlinge, Käfer sowie Fliegen und Mücken. Es zeigt sich, dass sich innerhalb der wirbellosen Tiergruppen der verschiedensten systematischen Zugehörigkeit ganz allgemein die feuchtkeitsliebenden Arten ausbreiten. Dabei ergibt sich auch eine Tendenz zur Präferenz der hochmoortypischen Arten, so weit sie bislang als hochmoortypisch z.B. bei PEUS 1928 beschrieben sind.

7. Möglichkeiten und Grenzen

Es gibt nach den bisherigen Ausführungen etliche Möglichkeiten, den Zustand von Mooren, hier Hochmooren, in allen Erhaltungsstadien zu verbessern, insbesondere, wenn man mit Wasser zaubert. Sogar mit nährstoffreichem Wasser lassen sich auf ehemaligen Hochmoorstandorten in Ausnahmefällen hervorragende Feuchtgebiete schaffen. Die Zielsetzungen gehen dabei weit über eine echte Hochmoorregeneration hinaus und können im anderen Extrem auch trockene, niemals vernässte Torfsockel und Torfstickanten mit einbeziehen, die z. B. im Sinne der historischen Geobotanik ihren Eigenwert besitzen.

In einigen östlichen Mooren in Schleswig-Holstein gibt es spezielle Artenschutzmaßnahmen zur Förderung des Kranichs. Der Kranich hat ein hohes Sicherheitsbedürfnis und bedarf daher freigestellter, gut vernässter und durch Wasserflächen abgeschirmter Bereiche für seine Nistunterlage. Als spektakulärste Maßnahme fand hier einmal eine Sprengung statt, die normalerweise keine geeignete Biotoppflegemaßnahme für den empfindlichen Hochmoorcharakter darstellt. Das Ergebnis ist allerdings in dem entsprechenden Moor eine seit 10 Jahren ununterbrochen erfolgreiche Kranichbrut.

Grenzen sind insofern gegeben, als nicht jedes Moor geeignet ist, eine echte Hochmoorregeneration im Sinne der Zielsetzung einer bunten Hochmoor-Bult-Gesellschaft und entsprechende Schlenken-Gesellschaften zu erzeugen. Dies ist jedoch nicht der einzige Sinn einer naturschützerischen Entwicklung der Hochmoore. Aufgrund des in Schleswig-Holstein frühzeitig eingesetzten allgemeinen Biotopschutzes für Moore seit 1973 ist der Verfahrensstand in Schleswig-Holstein relativ weit fortgeschritten. So konnten bisher in ca. 60 Hochmooren Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt werden.

8. Moorrandbereiche/Biotopverbund und Biotopvernetzung

Eine wichtige Untersuchung im Rahmen des Dosenmoores war die Frage, wie die Randbiotope des Moores aus faunistischer Sicht auf das Hochmoor einwirken bzw. von ihm beeinflusst werden. Die Ergebnisse wurden von HÖRSCHELMANN & IRMLER 1998 zusammengetragen. Es wurde insbesondere das Verhalten der Fauna im Übergangsbereich von Gehölzbiotopen (Mischwald, überstauter Birkenwald und Weidenbruch) sowie im Übergangsbereich zu offenen Biotopen (Grünland und Brache) ermittelt. Dabei zeigte sich, dass besonders die durch Renaturierungsmaßnahmen beeinflussten Randbiotope mit den angrenzenden Moorbiotopen vernetzt sind. Diese Vernetzung ermöglicht der moortypischen Fauna eine Nutzung der Randbiotope als Lebensraum. Moorfremde Arten treten im Bereich vernetzter Rand- und Moorbiotope nicht vermehrt im Moor auf. Die Vernetzung im Bereich von Renaturierungsmaßnahmen ist unabhängig davon, ob das Randbiotop durch Gehölze oder durch niedrige Vegetation charakterisiert ist. Die Fauna der Randbiotope, die nicht von den Renaturierungsmaßnahmen beeinflusst sind, weist eine deutliche Trennung von der Fauna der angrenzenden Moorbiotope auf. Die Grenzen zwischen Moor- und Randbiotopen werden in diesen Bereichen wenig überschritten. Eine Schädigung der typischen Fauna der Moorbiotope durch Arten der Randbiotope ist allerdings auch nicht feststellbar.

Eine wichtige Konsequenz für die heutige Naturschutzarbeit aus den vorliegenden Untersuchungen sowie aus grundsätzlichen Überlegungen ist, wie bei anderen Ökosystemen auch, die Grenze vom Hochmoor zur umgebenden Landschaft zu überschreiten. Die Beeinträchtigungen der Moore gehen nämlich nicht nur von ehemaligen direkten Eingriffen (Entwässerung, Torfabbau, landwirtschaftliche Nutzung) innerhalb der Moorflächen aus, sondern verstärkt und immer noch andauernd von Verkehrswegen sowie Land- und Forstwirtschaft, von Baumschulen oder anderweitig intensiv genutzter Umgebung. Die Einträge aus der Luft beeinträchtigen direkt und indirekt zumindest die Ränder der Moore. Auch die allgemeine Luftverschmutzung stellt ein zunehmendes Problem für Hochmoore, wie auch für andere trockene oligotrophe Lebensräume dar. Ergebnisse von Schwermetall-Untersuchungen an Torfmossen (RUDOLPH 1987, 1988) haben gezeigt, dass die Belastung in den schleswig-holsteinischen Mooren z. Z. noch nicht besorgniserregend ist, zumindest noch keinen hemmenden Einfluss auf das Torfmooswachstum hat. Problematischer wird die Belastung mit Stickstoff und Schwefeldioxid, wobei nicht auszuschließen ist, dass diese Substanzen sich auf das Wachstum der Moorpflanzen, besonders der Torfmoose, direkt auswirken. Nach BLUME et al. (1985) ist in Schleswig-Holstein mit einer Immission von 4-6 kg Nitrat-Stickstoff und immerhin 7-11 kg Ammo-

nium-Stickstoff pro Hektar und Jahr zu rechnen. Dies ergibt einen jährlichen Gesamt-Stickstoffeintrag von 11-17 kg pro Hektar, der natürliche Eintrag läge nur zwischen 1 und 5 kg je Hektar und Jahr. Nach Untersuchungen von LÜTT 1992 können die Torfmoose immerhin bei günstiger Wasserversorgung hohe Stickstoffmengen in die Pflanzenmasse einbauen und dabei die innere Konzentration weitgehend konstant halten, so dass erste schlimmste Befürchtungen sich nicht bestätigt haben. Allerdings haben die verschiedenen Torfmoosarten unterschiedliche Strategien zur Verwertung der Nährstoffe. Sie können dazu führen, dass sich die Dominanzverhältnisse der Arten verändern. So kann z.B. *Sphagnum magellanicum* durch das weniger wertvolle, weil kaum torfbildende, „Allerwelts-Torfmoos“ *Sphagnum fallax* verdrängt werden (TWHNÖVEN 1992). U. a. aus diesen Erkenntnissen ergibt sich die Notwendigkeit, die bisher wirtschaftlich genutzte Umgebung der Moore in die Regenerationsmaßnahmen miteinzubeziehen (Abb. 6). Zusätzliche Argumente ergeben sich in zunehmendem Maße auch aus der Kenntnis tierökologischer Zusammenhänge. Dies gilt sowohl für die Beziehungen der einzelnen Tierlebensräume im Moor untereinander als auch für die Vernetzung mit weiteren, an das Moor angrenzenden Lebensräumen (EIGNER & ZELTNER 1993). Diese Verhältnisse sollen anhand von Abb. 6 näher erläutert werden:

Die Fauna des natürlichen Hochmoores lässt sich grob gliedern in die Gemeinschaften des Bult-Schlenken-Komplexes, des Randgehänges mit natürlichem Birkenvorkommen und des Randsumpfes mit Elementen der Niedermoore und Seggensümpfe (Abb. 6b). Die komplette charakteristische Hochmoor-Lebensgemeinschaft ist auf die komplette Ausstattung mit diesen Biotopelementen nebeneinander und in möglichst ursprünglichem Verbund angewiesen. Diese Lebensgemeinschaften betreffen ausdrücklich nicht nur die Faunenelemente der baumfreien Hochfläche mit ihrem sehr hohen Gefährdungs- und Spezialisierungsgrad. Weiterhin muss sich eine Regeneration auch an der ursprünglichen Vernetzung der Hochmoore im Gesamtlandschaftskonnex orientieren. Deutliche Beziehungen der Tierwelten bestehen zwischen Hochmoor und Niedermoore, zwischen Randgehänge und Heide im weitesten Sinne, zwischen Randgehänge und Eichen-Birkenwald und zwischen Randsumpf und Birkenbruch (Abb. 6c). Da Hochmoore nahrungsarme Ökosysteme sind, sind viele ihrer Tierarten auf das Nahrungsangebot der Umgebung angewiesen (BLAB 1986). In vielen Landschaftsteilen sind auch die degenerierten Hochmoore die einzigen großflächigen, naturnahen oder natürlichen Lebensräume. So weit diese Moore vielfältige Strukturen aufweisen (dies ist vor allem von der Art der anthropogenen Eingriffe abhängig), haben sich auch Arten der (ehemals vielfältigen) umgebenden Landschaft in die Hochmoorreste zurückgezogen und hier ein Refugium gefunden. Die degenerierten Hochmoore sind somit, wie oben anhand der Schmetterlings- und Vogelfauna be-

schrieben wurde, als eine Art Miniaturausschnitt aus der früheren Landschaft anzusehen (Abb. 6d).

Überspitzt dargestellt kann bei einer Renaturierung, die nur auf das Leitbild der Hochmoorlandschaft gerichtet ist, folgendes Phänomen auftreten:

Der Hochmoorkörper wird möglichst großflächig vernässt und der Birkenbestand beseitigt (entkusselt). Ehemals trockenere Heidebereiche fallen als Refugium für Randgehängebewohner und Heidearten im weitesten Sinne aus, Birkenbrucharten und Arten des Eichen-Birkenwaldes werden verdrängt bzw. ihre Lebensräume werden total vernichtet. Artengemeinschaften, die nach längerer Zeit ungestörten Liegenlassens vielfältig miteinander vernetzt sind, werden wieder zerstört (Abb. 6e). Die Arten können unter diesen Verhältnissen nicht auf die Umgebung ausweichen.

Diesem Phänomen muss schon mit einem behutsamen Vorgehen bei der Renaturierung innerhalb des Hochmoorkörpers Rechnung getragen werden. Darüber hinaus müssen aus diesem Grunde die Randbereiche der Moore verstärkt miteinbezogen werden. Ungenutzte und extensiv genutzte Hochmoor-Kontaktzonen sollen die Vernetzung wieder ermöglichen, die in der Naturlandschaft zwischen Hochmoor und Umgebung existierten. Ein Modell enthält die Abb. 6f.

Heute gehört zum modernen Naturschutzinstrumentarium die Schutzgebiets- und Biotopverbundplanung, die vorsieht, z.B. in Schleswig-Holstein nach dem schleswig-holsteinischen Landesnaturschutzgesetz auf 15% der Landesfläche ein System naturnaher und naturbetonter Ökosysteme im Verbund zu errichten (ZELTNER & GEMPERLEIN 1993). Auch das neue Bundesnaturschutzgesetz hat nun (2002) „nachgezogen“ und sieht in §3 einen Biotopverbund von mindestens 10% der Landesfläche vor. In diesem Zusammenhang kommt diesem Biotopverbundsystem auch die Ausweitung der Lebensmöglichkeiten für Hochmoorarten zu einschließlich der Abpufferung des gesamten Moorkörpers und der Vernetzung mit weiteren Biotopen in Biotopkomplexen. Das Hochmoor wird dabei aus einer isolierten Betrachtung gelöst und in die Gesamtsituation der heutigen Landschaft eingebunden.

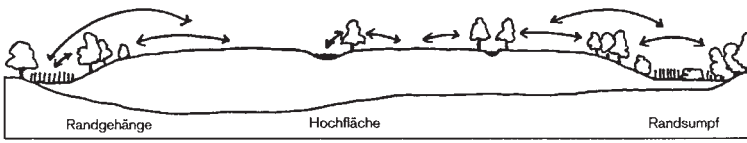
9. Zusammenfassung

Nach einer kurzen Einleitung zur Abklärung der Begriffe Renaturierung/Regeneration/Revitalisierung werden Erfahrungen mit der Verbesserung des Zustandes von Hochmooren aus dem norddeutschen Raum mit besonderer Berücksichtigung von Schleswig-Holstein vorgestellt.

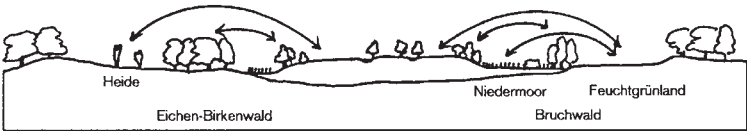
Im Zusammenhang mit umfangreichen wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zeichnen sich heute die Möglichkeiten und Grenzen der Wiederherstellung hochmoortypischer Lebensräume ab. Gerade die anfängliche Euphorie bei einem breiten Fächer von Maßnahmen (Anstau, Entkusseln, Mahd, Beweidung etc.) wurde nicht zuletzt durch mutige Experimente, aber auch konsequente Effizienzunter-



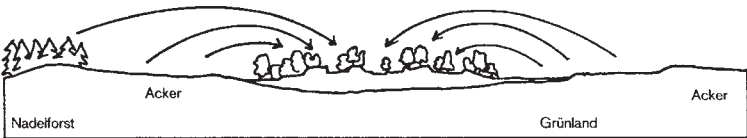
a) Die meisten „echten“ Hochmoorarten sind an den kleinräumigen Wechsel von Bulten und Schlenken gebunden.



b) Hochfläche, Randgehänge und Randsumpf sind biologisch und physikalisch zu einem komplexen Lebensraumgefüge vernetzt.



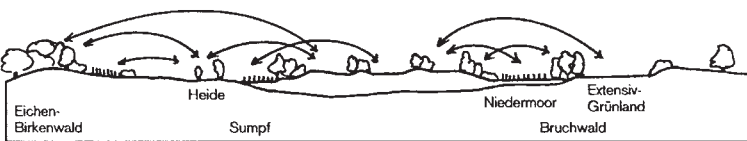
c) Das Hochmoor ist durch Mehrfachbindungen von Tierarten und wechselseitige dynamische Besiedlungsvorgänge in die Gesamtlandschaft eingebunden.



d) Heute sind die meist anthropogen veränderten Hochmoore wichtige Refugien für Arten der Heiden, Brüche, Wälder, Feuchtwiesen, Gewässer u. a.



e) Großflächige Vernässung und Entkesselung birgt die Gefahr der Vernichtung der sekundär entstandenen, gefährdeten Lebensgemeinschaften ohne Ausweichmöglichkeit in die Umgebung.



f) Heutige Konzepte versuchen, das Hochmoor wieder in den gesamtlandschaftlichen Konnex einzufügen.

Abbildung 6

Landschaftsentwicklung um unsere Hochmoore sowie Vernetzung im und mit dem Hochmoor im Zuge bestehender und zukünftiger Hochmoor-Regenerationsprojekte (aus: EIGNER & ZELTNER 1993).

suchungen zu einer realistischen Einschätzung geführt und auf ein vertretbares Maß reduziert.

Die Zielsetzung von Maßnahmen des Naturschutzes kann sich nur unter optimalen Bedingungen an einer Oxycocco-Sphagnetea-Vegetation orientieren, zumal die Wiederherstellung acrotelmatischer Bedingungen nur unter ganz speziellen Voraussetzungen gelingt, die in den degenerierten Hochmooren Norddeutschlands nur selten vorliegen. Weitergehende Zielsetzungen der Moorrenaturierung oder Revitalisierung aus der Sicht des Naturschutzes eröffnen jedoch breite Möglichkeiten der Verbesserung des Lebensraumes für Pflanzen und Tiere der meso- bis oligotrophen Feuchtgebiete. Gerade für die Tierwelt reicht in unserer Kulturlandschaft das Leitbild eines baumfreien Hochmoores nicht aus. Die Moore sind vielmehr im Rahmen der Bemühungen zum Aufbau von Schutzgebiets- und Biotopverbundsystemen im größeren landschaftlichen Zusammenhang zu entwickeln.

Literatur

- AUE, B. (1998): Hydrologische Situation im regenerierenden Dosenmoor.- In: IRMER, MÜLLER & EIGNER, Das Dosenmoor, Ökologie eines regenerierenden Hochmoores, 103-119.
- BLAB, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere, erweiterte Neubearbeitung.- Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 24, Bonn-Bad Godesberg, 257 Seiten.
- BLUME, H.-P.; J. LAMP, C.-G. SCHIMMING, D. WIESE & M. ZINGK (1985): Bodenbelastung aus der Luft? Schriftenr. d. Agrarwissenschaftlichen Fakultät an der Universität Kiel 67, 44-51.
- BOHN, U. (1989): Zielsetzung, Konzept und Durchführung des Renaturierungsprojektes „Naturschutzgebiet Rotes Moor“ in der Hessischen Hohen Rhön, TELMA, Beiheft 2, 17-36.
- EGGELSMANN, R. (1990): Moor und Wasser.- In: GÖTTLICH, Moor- und Torfkunde, 288-319.

- EGGELSMANN, R. & E. KLOSE (1982):
Regenerationsversuch auf industriell abgetorfem Hochmoor im Lichtenmoor – erste hydrologische Ergebnisse.-
Information Naturschutz und Landschaftspflege 3, 201-214.
- EIGNER, J. (1982):
Rettung für Moor und Heide? - In: KREWERTH, Naturraum Moor und Heide, 167-179, München.
- (1990):
Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen für ausgewählte Biotoptypen: Hochmoor und Heide; Biotoppflege und Biotopentwicklung. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung und Landschaftsbau, 32-39.
- (1995):
Renaturierung von Hochmooren – Möglichkeiten und Grenzen nach 20-jähriger Erfahrung und wissenschaftlicher Begleitung.- Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 7, 189-217.
- EIGNER, J. & E. SCHMATZLER (1991):
Handbuch des Hochmoorschutzes, Bedeutung, Pflege, Entwicklung, 2. vollständig neu bearb. u. erweit. Auflage, 159 Seiten, Greven.
- EIGNER, J. & U. ZELTNER (1993):
Hochmoorregeneration im Biotopverbund, Perspektiven des Naturschutzes in Schleswig-Holstein – 20 Jahre Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, 48-51.
- ELLENBERG, H. (1978):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 2. Auflage, 982 Seiten, Stuttgart.
- GÖRSCHEN, M. & K. MÜLLER (1985/86):
Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahmen im regenerierenden Hochmoor, Gutachten im Auftrage des Schleswig-Holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Teil 1 1985, Teil 2 1986.
- GÖTTLICH, K. (Hrsg.) (1990):
Moor- und Torfkunde, 3. Auflage, Stuttgart, 529 Seiten.
- GROSSE-BRAUKMANN, G. & S. REIMANN (1989):
Resthochmoor- und Leegmoorflächen des Roten Moores in der Rhön: Ausgangszustand, Renaturierungsmaßnahmen und einige vorläufige Befunde und Überlegungen.- TELMA, Beiheft 2, 37-66.
- HÖRSCHELMANN, C. & U. IRMLER (1998):
Das Dosenmoor im Biotopverbund am Beispiel der Fauna.- In: IRMLER, MÜLLER & EIGNER 1998: Das Dosenmoor, Ökologie eines regenerierenden Hochmoores, 269-281.
- INGRAM, H.-A.-P. (1983):
Hydrology.- In: GORE, Ecosystems of the world, Vol. 4a (Mires, Swamp, Bog, Fen and Moor), 67-158.
- IRMLER, U.; K. MÜLLER & J. EIGNER (Hrsg.) 1998:
Das Dosenmoor, Ökologie eines regenerierenden Hochmoores, 283 Seiten, Kiel.
- IVANOV, K.-E. (1981):
Watermovement in Mirelands. Übersetzung der russischen Ausgabe von 1975 von A. THOMSON & H.-A.-P. INGRAM, London, New York, Toronto, Sidney, San Francisco, 267 Seiten.
- JOOSTEN, H. (1993):
Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration, TELMA 23, 95-116.
- KELM, H. & H. WEGNER (1988):
Degenerierte Moorheide als Refugium gefährdeter Schmetterlingsarten, Anmerkungen zum Pflegeplan des NSG „Hohes Moor“ im Landkreis Stade.- Natur und Landschaft 63, 458-462.
- LINDNER, M. (1985):
Vegetationskartierung des NSG Dellstedter Moor, Gutachten im Auftrage des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 53 Seiten.
- LÜTT, S. (1992):
Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein.- Mitteilungen AG Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 43, 272 Seiten.
- (2001):
Die Veränderungen der Vegetationsdecke von Torfstichen schleswig-holsteinischer Moore – Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen.- Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg, 29, 24-44.
- LÜTTIG, G. (1993):
„Revitalisierung“ statt „Renaturierung“.- TELMA 23, 323-326.
- MARTIN, C. & J. RASSMUS (1992):
Dauerflächenuntersuchungen im Dellstedter Birkwildmoor, ein Vergleich 1986-1992. Gutachten im Auftrage des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 35 Seiten + Anhang.
- MEINEKE, J.-U. (1982):
Einige Aspekte des Moor-Biotopschutzes für Schmetterlinge am Beispiel moorbewohnender Großschmetterlingsarten in Südwestdeutschland.- TELMA 12, 85-98.
- MENZEL, K. (1994):
Das Ostenholzer Moor – Möglichkeiten seiner Erhaltung und Regeneration.- TELMA 24, 193-204.
- MÜLLER, K. (1976):
Zur Frage der „Mineralbodenwasserzeiger auf ombrogenen Moorkomplexen“.- Beitr. Biol. Pflanzen 52, 311-318.
- (1981):
Untersuchungen zur Regeneration von Hochmooren in Nordwestdeutschland.- In: Gestörte Ökosysteme und Möglichkeiten ihrer Renaturierung, Daten und Dokumente zum Umweltschutz 31, 97-106 (Stuttgart-Hohenheim).
- MUSZEIKA, M. (1998):
Technik der Renaturierungsmaßnahmen.- In: IRMLER, MÜLLER & EIGNER: Das Dosenmoor, Ökologie eines regenerierenden Hochmoores, 42-57.
- OVERBECK, F. (1975):
Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quelle zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. Neumünster, 719 Seiten.
- PEUS, F. (1928):
Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt nordwestdeutscher Hochmoore, eine ökologische Studie, Insekten, Spinnen, Tiere und Wirbeltiere.- Zeitschrift Morphologie und Ökologie der Tiere 12, 533-686.
- RUDOLPH, H.-J. (1987/88):
Der Schwermetallgehalt von Sphagnen aus verschiedenen Mooren Schleswig-Holsteins, im Auftrage des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 38 + 37 Seiten, Kiel.
- TWENHÖVEN, F.-L. (1992):
Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren.- Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 44, 172 Seiten.
- UNTIED-SIMON, E. & K. MÜLLER (1987):
Untersuchungen der Basidiomyceten-Flora eines sphagnumreichen Moores Nordwestdeutschlands.- TELMA 17, 231-262.

WAGNER, C. (1994):
Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen.- Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 47, 182 Seiten + Anhang.

———— (1998):
Die Auswirkungen der Entkusselung.- In. IRMLER, MÜLLER & EIGNER, Das Dosenmoor, Ökologie eines regenerierenden Hochmoores, 170-176.

ZELTNER, U. & J. GEMPERLEIN (1993):
Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein, Perspektiven des Naturschutzes in Schleswig-Holstein – 20 Jahre Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, 38-44.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jürgen Eigner
Landesamt für Natur und Umwelt
des Landes Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
D-24220 Flintbek
e-mail: jeigner@LANU.LANDSH.de

Das Moorentwicklungskonzept Bayern

Walter MEIER*

1. Vorgeschichte

Bayern trägt wegen der in Mitteleuropa einzigartigen Vielfalt seines Moornaturerbes beim Moorschutz eine besondere Verantwortung, da es die größte Vielfalt an hydrologisch-ökologischen Moortypen in Mitteleuropa besitzt. Einige dieser Moortypen sind in einer für Deutschland einmaligen Ausbildung vertreten. Die meisten Moore sind von Natur aus auf das Alpenvorland und die quer zum Alpenrand verlaufenden Flusstäler südlich der Donau konzentriert. Aber auch der Bayerische Wald ist eine bedeutende Moorlandschaft. Ungestörte Moore sind bayernweit jedoch selten geworden. Der überwiegende Teil der noch erhaltenen Moore ist durch Entwässerung, Torfabbau, land- und forstwirtschaftliche Nutzung zu Torflagerstätten degradiert. Der Torfkörper ist oft so stark verändert, dass er wichtige Funktionen eines „ökologisch intakten Moores“ im Naturhaushalt wie Speicherung von Feststoffen, Retention von Überschusswasser und Lebensraumangebot für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten und ihre Lebensgemeinschaften nicht mehr erfüllen kann.

Die systematische Erschließung und Nutzung der Moore begann in Bayern vor 200 Jahren, als Kurfürst KARL-THEODOR die Anweisung gab, das Donaumoores im heutigen Landkreis Neuburg-Schrobenhausen für die landwirtschaftliche Nutzung zu entwässern. Unter seinem Nachfolger MAXIMILIAN IV. JOSEPH, dem späteren König MAX I., begann die Kultivierung der Hochmoore im Raum Rosenheim (z. B. Großkarolinenfeld). Der Torfabbau diente dort u. a. für die Befuerung der Saline Rosenheim und auch für die Beheizung von Lokomotiven. Dazu ein Zitat aus „Die bayer. Moorkolonie Großkarolinenfeld“ (SCHUCH 1988): „Die Bewohner von Großkarolinenfeld haben niemals aus dem Feldebau ihren Lebensunterhalt gewinnen können (...). Nach langjährigen Entbehrungen eröffnete sich den Ansiedlern unerwartet eine Erwerbsquelle (...), die Torfstecherei, vor allem nach dem ein hoher Beamter die Entdeckung machte, dass der Torf das zur Beheizung der Lokomotiven nahezu beste und billigste Material ist“. Den Höhepunkt erreichte die (unselige) Geschichte der Moorzerstörung durch das Gesetz über die Torfwirtschaft von 1920 (aufgehoben erst 1981), das die Grundlage der Torfausbeute in Torfwerken bildete (bis nach dem 2. Weltkrieg gab es davon in

Bayern über 120), sowie das Ödlandgesetz von 1923, das die planmäßige Umwandlung von Mooren in landwirtschaftliche Nutzflächen förderte.

Als Trendwende kann man die Ausweisungen der ersten bayerischen Naturschutzgebiete (NSG) kurz vor dem 2. Weltkrieg ansetzen. So wurden schon damals gezielt Hochmoore als NSG ausgewiesen: 1938 das Altenauer Moor (GAP), 1940 das Weidseefilz (WM), das Ellbach- u. Kirchseemoor (TÖL), das Frauenöder Filz (RO) und das Oberoblander Filz (WM). Heute enthalten laut Schutzgebietsdokumentation des LfU etwa 32 % aller bayerischen Naturschutzgebiete in ihrer Verordnung als Schutzzweck den Moorschutz. In § 20 NSG sind ausschließlich Hochmoore geschützt. Weitere wichtige Meilensteine auf dem Weg zum besseren Schutz der Moore sind das Bayerische Naturschutzgesetz von 1973 (z. B. Schutz von 6d(1)-Flächen, heute Art. 13d) und der Landtagsbeschluss von 1988, der zur Einstellung des Frästorfabbaus auf Staatsflächen führte. Verlässliche Zahlen zur nutzungsbedingten Abnahme der Moor-Gesamtfläche in Bayern liegen nicht vor. Nach SCHUCH et al. (1986) soll die Fläche der Hoch- und Übergangsmoore von ursprünglich rund 59.000 auf 40.000 bis 50.000 ha und die Fläche der Niedermoores von 141.000 auf 80.000 ha zurückgegangen sein.

2. Anlass und Zielsetzung

Bayern hat zwar ein reichhaltiges Moornaturerbe, nach PFADENHAUER (1998) sind aber etwa 90% der noch vorhandenen Niedermoores und rund die Hälfte der bestehenden Hochmoore renaturierungsbedürftig. RINGLER geht davon aus, dass höchstens 5% der bayerischen Hochmoore, einige wenige Gebirgsmoores und Kesselmoore der Endmoräne, noch wirklich intakt sind. Es besteht daher ein dringender Handlungsbedarf im Hinblick auf eine umfassende Moorzustandsverbesserung. Von den Naturschutzbehörden, der Staatsforstverwaltung und den Naturschutzverbänden wurden in den letzten Jahren in einzelnen Gebieten beachtenswerte Renaturierungsanstrengungen unternommen. Das umfangreiche Moorschutz- und Renaturierungspotential erfordert aber nunmehr ein bayernweites zielgerichtetes Vorgehen auf der Grundlage eines mit allen Beteiligten abgestimmten Konzepts für die verschiedenen Hand-

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ vom 3.-4. Mai 2000 in Rosenheim

lungsebenen und in allen für den Moorschutz bedeutsamen Landschaftsräumen. Diese Situation veranlasste das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) in Abstimmung mit dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU), ein bayernweites Entwicklungskonzept für den Schutz und die Entwicklung der noch vorhandenen Nieder-, Übergangs- und Hochmoore, kurz **MEK** genannt, zu initiieren. Darüber hinaus besteht hinsichtlich des internationalen und landesweiten Arten- und Biotopverbunds beim Moorschutz Handlungsbedarf. Um der Forderung der Agenda 21 (Prinzip der Nachhaltigkeit) Rechnung zu tragen, muss Moorschutz und Moorentwicklung auch den Schutz der Torflager und der Moorböden sowie die Wasserrückhaltung einbeziehen. Dieses Teilziel kann nur durch eine Nutzungsänderung auf möglichst der gesamten Moorfläche erreicht werden. Es bedarf daher des koordinierten Zusammenwirkens aller beteiligten Ressorts (Naturschutz, Wasserwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft) auf den verschiedenen Handlungsebenen.

Das MEK ist also wie folgt zu definieren:

- Bayernweites Fachkonzept für eine umfassende Moorzustandsverbesserung auf drei Handlungsebenen: landesweit, regional und örtlich
 - Querschnittsaufgabe mit gesamtstaatlicher Bedeutung durch Zusammenwirken aller beteiligten Ressorts
 - Umsetzung der Handlungsgrundsätze der Agenda 21 für die Moore mit folgenden vier Hauptzielen:
- 1) Wiederherstellung der Moore als ökologische Senken im globalen Stoffkreislauf
Ökologisch intakte Moore zeichnen sich durch ihre Speicher- und Aufnahmekapazität für Wasser aus. Der Wassergehalt der Torfe in wachsenden Mooren kann bis zu 97% ihres Volumens ausmachen. Diese Retentionsfunktion erhöht sich mit dem weiteren Wachstum des Moorkörpers. Moore stellen außerdem riesige Kohlenstoff- und Stickstofflager dar und sind daher sehr wichtige Stoffsenken bzw. Quellen für die klimarelevanten Gase CO₂, N₂O und CH₄, die den anthropogenen Treibhauseffekt bestimmen. Moorschutz und nachhaltige Moorentwicklung leisten einen unverzichtbaren Beitrag zum Schutz der stofflichen Ressourcen, zur Grundwasserbildung und -sicherung sowie zur Verbesserung der globalen Treibhausgasbilanz.
 - 2) Erhaltung und Schutz der Biodiversität der Moore
Die Moore gehören zu den gefährdetsten Lebensräumen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Dabei beherbergen sie eine eigene, hochspezialisierte Flora und Fauna, die aus der Sicht des Naturschutzes als sehr wertvoll einzustufen ist. Bayern verfügt immer noch über die bundesweit mit Abstand beste und vielfältigste Ausstattung an Moorbiozönosen und seltenen Moorarten. Das Moorentwicklungskonzept muss deshalb eine

Strategie für einen wirkungsvollen und effektiven Arten- und Biotopschutz beinhalten. Handlungsbedarf im europaweiten Verbund besteht schon dadurch, dass Bayern im Vergleich mit den anderen Bundesländern über die größte Bandbreite an Moortypen mit landschaftsökologisch, hydrologisch und entwicklungsgeschichtlich verschiedenen Ausprägungen verfügt. Aufgrund dieser Moortypenausstattung trägt Bayern eine besondere Verantwortung für den Schutz von Moorfunktionstypen. Die Besonderheit von Bayern ist die räumliche Verzahnung der verschiedenen Moortypen.

- 3) Ressourcenschonende Nutzung der Niedermoore
Vor allem Niedermoore wurden in der Vergangenheit so stark verändert, dass die jetzigen Standortverhältnisse eine Wiedervernässung oft nicht mehr rechtfertigen oder die Regeneration nicht mehr zulassen. Um dennoch die laufenden Prozesse des Stoffaustrags zu verringern und die regulierende Funktion im Wasserhaushalt zu verbessern, ist in solchen Mooregebieten die Erhaltung bzw. Wiedereinführung ressourcenschonender Nutzungsformen erforderlich. Darüber hinaus kann die ressourcenschonende Nutzung der Niedermoore auch dem Schutz von an die Kulturlandschaft angepassten gefährdeten Lebensgemeinschaften zugute kommen (z.B. extensive Wiesen- bzw. Weidenutzung in Wiesenbrüteregebieten).
- 4) Erhaltung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Moore und der Moorlandschaften
Galt es besonders nach dem 1. Weltkrieg als vordringliche Kulturleistung, Moore in intensive Nutzung zu nehmen (vgl. Kapitel „Vorgeschichte“), ist es heute einer breiten Öffentlichkeit gut zu vermitteln, die Natur gerade auch in den Mooren um ihrer selbst willen zu schützen. Ein weiterer wichtiger Aspekt des übergeordneten Schutzziels (4) ist die Bedeutung der Moore für die Erforschung der Landschaftsgeschichte. Die Moore sind wegen der in den Torfschichten über Jahrtausende erhaltenen Baum- und Kräuterpollen unersetzliche Archive für die Vegetationsentwicklung seit Ende der Würmeiszeit (Paläobotanik, Paläoklimatologie) sowie für die Siedlungsgeschichte seit Beginn der neolithischen Landnahme. Außerdem ist der Moorschutz ein wichtiger Beitrag zur Archäologie, da in dem sauerstofffreien Milieu der Moore organische Materialien (Bohlenwege, Überreste von Feuchtbodensiedlungen etc.) besonders gut konserviert sind.

Das Moorentwicklungskonzept verfolgt also eine ergebnisorientierte Strategie zur umfassenden Moorzustandsverbesserung über Behörden- und Nutzungsgrenzen hinweg. Es soll einerseits die bayernweite Übersicht vermitteln und andererseits Anstöße zu konkretem Handeln vor Ort geben. Insbesondere sind moorhydrologische und moortechnische Entscheidungshilfen notwendig, die die Moorrenaturierung erst möglich machen und erleichtern.

3. Vorgehensweise und bisherige Bearbeitung

Die Methodik des MEK wurde vom LfU im Rahmen einer einjährigen Pilotphase 1998/99 getestet. Sie diente dazu, die Zielsetzung und das konzeptionelle Vorgehen festzulegen. Darüber hinaus entstanden naturschutzfachliche Beiträge zum Aufgabenbereich „Erarbeitung der fachlichen Grundlagen“ in einer vorläufigen Fassung. Eine ausführliche Beschreibung der bisherigen Ergebnisse enthält der Schlussbericht vom Juli 1999, von dem eine Kurzfassung (Stand April 2000) erstellt wurde. Im wesentlichen wurden in der Pilotphase folgende Bereiche bearbeitet:

- Festlegung der Zielsetzungen des MEK und des konzeptionellen Vorgehens (vgl. Kapitel „Anlass und Zielsetzung“; siehe Anhang 1)
 - Erarbeitung naturschutzfachlicher Beiträge:
- a) Klassifizierung der Moore Bayerns in hydrologische Funktionstypen (s. Übersicht Teil 1, Anhang 3) Grundlegende Voraussetzung für die erfolgreiche Moorrenaturierung ist das Wissen um die standörtlichen Rahmenbedingungen, da sowohl für die Entstehung als auch für die Entwicklung (=„Revitalisierung, Regeneration, Renaturierung“) eines Moores das Verhältnis Niederschlag/Verdunstung, der Mooruntergrund sowie Wasserzufluss- u. abflussverhältnisse entscheidend sind (SUCCOW 1988). Im Rahmen des Werkvertrags mit dem LfU hat A. Ringler die bei der ANL veröffentlichte Klassifizierung der bayerischen Moore in „Moorfunktionstypen“ (RINGLER 1999) überarbeitet und im MEK-Arbeitskreis zur Diskussion gestellt (vgl. Kapitel „Beteiligte“).
 - b) Gliederung Bayerns in Moorregionen und Moor-subregionen (s. Karte und Übersicht, Anhang 2) Bedingt durch die unterschiedlichen abiotischen Voraussetzungen (Klima, Höhenstufe, geologischer Untergrund, Geländeform, etc.) ist für jeden Landlandschaftsraum eine Ausstattung mit bestimmten Moorfunktionstypen charakteristisch. A. Ringler hat daher im Rahmen des o.g. Werkvertrags die räumliche Gliederung Bayerns in Moorregionen und Moor-Subregionen erarbeitet. Sie dient als landschaftökologischer Bezugsrahmen für den Moorschutz und die Moorentwicklung, von dem sich gleichartige Gefährdungsarten, Erhaltungschancen und Renaturierungswege herleiten lassen.
 - c) Festlegung von Handlungsschwerpunkten (s. Karte u. Übersicht Teil 2, Anhang 3) In Anbetracht der Vielzahl von Mooren mit dringendem Handlungsbedarf und knapper Mittel der öffentlichen Hand muss für die landesweite Moorentwicklung eine Auswahl nach Handlungsschwerpunkten getroffen werden. Diese Auswahl orientiert sich an der Bewertungsmethodik des ABSP (Band 1, Kap. 2.3.4) und umfasst dabei moorspezifische Gesichtspunkte wie eine mög-

lichst intakte Moorstruktur/Moorkomplexzonation oder das Vorkommen besonders schützenswerter Arten bzw. Moor-Biozönosen. Das Vorgehen für die Ermittlung solcher (regionalen) Handlungsschwerpunkte wurde am Beispiel des Landkreises Fürstentum Bruck erprobt.

- d) Moorentwicklungsplanung „vor Ort“ (Karten) Für diese Bearbeitungsebene wurde in der Pilotphase beispielhaft die Magnetsrieder Hardt im Lkr. Weilheim-Schongau bearbeitet. Dabei wurden in einem ersten Schritt durch Zusammenführung verschiedener vorhandener, meist digitaler Datengrundlagen im Maßstab 1:25.000 zusammenhängende Moorkomplexe („Moorreviere“) als landschaftsökologische Funktions- und Handlungseinheiten abgegrenzt. In einem zweiten Schritt wurden für die Moorreviere Karten zur Bewertung und zu den Entwicklungszielen erstellt.

4. Beteiligte

Unter der Leitung des LfU wurde ein MEK-Arbeitskreis gebildet, um das Moorentwicklungskonzept von Anfang an fachübergreifend bearbeiten und auf eine möglichst breite Wissensbasis stellen zu können. Er wurde aus den beteiligten Naturschutzbehörden (StMLU, Regierungen von Oberbayern, Niederbayern und Schwaben, verschiedene Landratsämter) sowie Vertretern anderer berührter Fachbehörden (LfW, GLA, LBP, LWF), der TU München/Lehrstuhl für Vegetationsökologie und dem Gutachterbüro PLA (A. Ringler) gebildet. Die TU München beteiligte sich vor allem an der Erarbeitung der Hauptziele des MEK (incl. Begründung) sowie an der Erarbeitung der Übersicht der Moorfunktionstypen und der Gliederung der Moorregionen und brachte die Erfahrungen aus dem Forschungsprojekt „Inventarisierung der in Bayern laufenden bzw. abgeschlossenen Moorentwicklungsprojekte“ in den Arbeitskreis ein. Außerdem hat die TUM im Auftrag des LfU die Digitalisierung der historischen Moorkarten der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) durchgeführt.

Vom Büro PLA wurden insbesondere folgende Beiträge erarbeitet:

- Allgemeiner Zielrahmen der Moorentwicklung in Bayern (Basispapier, Sept. 1998)
- Karte der bayerischen Moorregionen mit einer Liste der Moorfunktionstypen Bayerns
- Darstellung der Schwerpunktmoorvorkommen mit vordringlichem Handlungsbedarf, dargestellt am Beispiel der Planungsregionen 14/17
- Beitrag zur Moorentwicklungsplanung auf örtlicher Ebene am Beispiel „Magnetsrieder Hardt“ im Maßstab 1:25.000.

Das MEK-Team des LfU übernahm in der Pilotphase 1998/99 folgende Aufgaben:

- fachliche und organisatorische Koordinierung des Arbeitskreises und der Arbeitsgruppen
- Betreuung des Werkvertrags mit A. Ringler
- Ermittlung der Grundlagen für eine exemplarische Moorentwicklungsplanung im Maßstab 1:25.000
- Erstellung des Schlussberichts für die Pilotphase und Abstimmung der Kurzfassung mit dem StMLU.

5. Weiteres Vorgehen

Wie aus den vorausgegangenen Kapiteln deutlich wurde, besteht beim Schutz und der Entwicklung der Moore Bayerns erheblicher Nachhol- und Handlungsbedarf. Im Bereich „Grundlagen“ fehlt insbesondere eine systematische landesweite Mooringinventarisierung als naturschutzfachliche Fortführung des Moorkatasters der LBP. Da die notwendigen Arbeiten nicht alle gleichzeitig ablaufen können, müssen Prioritäten gesetzt werden. In den nächsten 2-3 Jahren (Projektphasen 1 und 2) ergibt sich unter Berücksichtigung der allgemein knappen finanziellen und personellen Ressourcen des LfU für das MEK folgendes Arbeitsprogramm:

- Überarbeitung und Ergänzung der hydrologischen Moortypen-Klassifizierung
- Überarbeitung und Ergänzung der Einteilung Bayerns in Moorregionen und -subregionen
- Weiterentwicklung der regionalen Handlungsschwerpunkte:
 - Testen der für den Lkr. FFB entwickelten Methode in weiteren Landkreisen
 - landesweite Bearbeitung: Erstellen einer Liste aller Handlungsschwerpunkte Bayerns
 - Vorbereitung der EDV-Unterstützung: Einrichtung einer Datenbank, GIS-Bearbeitung der Karten
- Renaturierungsanleitungen für ausgewählte Moortypen
- Anstoßen und Betreuen von Umsetzungsprojekten.

Für eine Fortführung des MEK in der vorgestellten Form sind folgende Voraussetzungen erforderlich:

- Aufrechterhaltung des MEK-Teams des LfU
- Fortsetzung der Tätigkeit des MEK-Arbeitskreises
- Einrichtung einer interministeriellen Lenkungsgruppe
- Gewährleistung der ressortübergreifenden Zusammenarbeit und Mitwirkungsbereitschaft zwischen der Wasserwirtschaft sowie der Land- und Forstwirtschaft mit dem Naturschutz.

6. Literatur

DEMBEK, W. & J. OSWIT, (1996): Hydrological feeding of Poland's mires.- Proz. 10th Intern. Peat Congress Vol. 2:1-11, Stuttgart: Schweizerbart.

FORST, K. & K. KREUTZER: Forstliche Wuchsgliederung Bayerns. StMELF u. FFA München.

KLOSS, M. (1993): Differentiation and development of peatlands in hollows without run-off on young glacial terrains.- Pol. Ecol. Stud. 19 (3/4): 115-227.

KURZ, M. (1998): Datenanalyse – Bewertung für ein bayerisches Moorentwicklungskonzept am Beispiel des Moorarchivs der bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München, Freising-Weihenstephan.

MEYNEN, E. & J. SCHMIDTHÜSEN (1962): Handbuch der räumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bad Godesberg.

PFADENHAUER, J. (1998): Renaturierung von Mooren im süddeutschen Alpenvorland.- Laufener Seminarbeiträge 6/98-24.

RINGLER, A. (1998): Moorentwicklung in Bayern post 2000. Dezentral, kooperativ, aber nicht ziellos.- Laufener Seminarbeiträge 6/98: 109-152.

SCHLAFFNER, H. (1920): Die geographischen Bedingungen der Moorbildung in Deutschland. 47 S., München.

SCHUCH, M.; W. LAFORCE & W. MEINDL (1986): Die Moorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand.- Telma 16: 11-21.

SCHUCH, M. (1988): Moorkultivierung in früherer Zeit – Auswirkung der Gesetzgebung in Bayern – Derzeitiger Zustand der Moore.- Telma 18: 397-404.

SLIVA, J.; G. KUHN, U. WILD, H.-J. SCHLEIFER, M. KURZ & J. PFADENHAUER (1999): Methoden der Inventarisierung und Bewertung der bayerischen Moore als Grundlage für ein Moorentwicklungskonzept.- Laufener Seminarbeiträge 6/98: 65-78.

STEINER, M. (1983): Österreichischer Moorschutzkatalog. Hrsg. BM Gesundheit u. Umweltschutz, Wien.

SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 1. Aufl., 340 S., Jena.

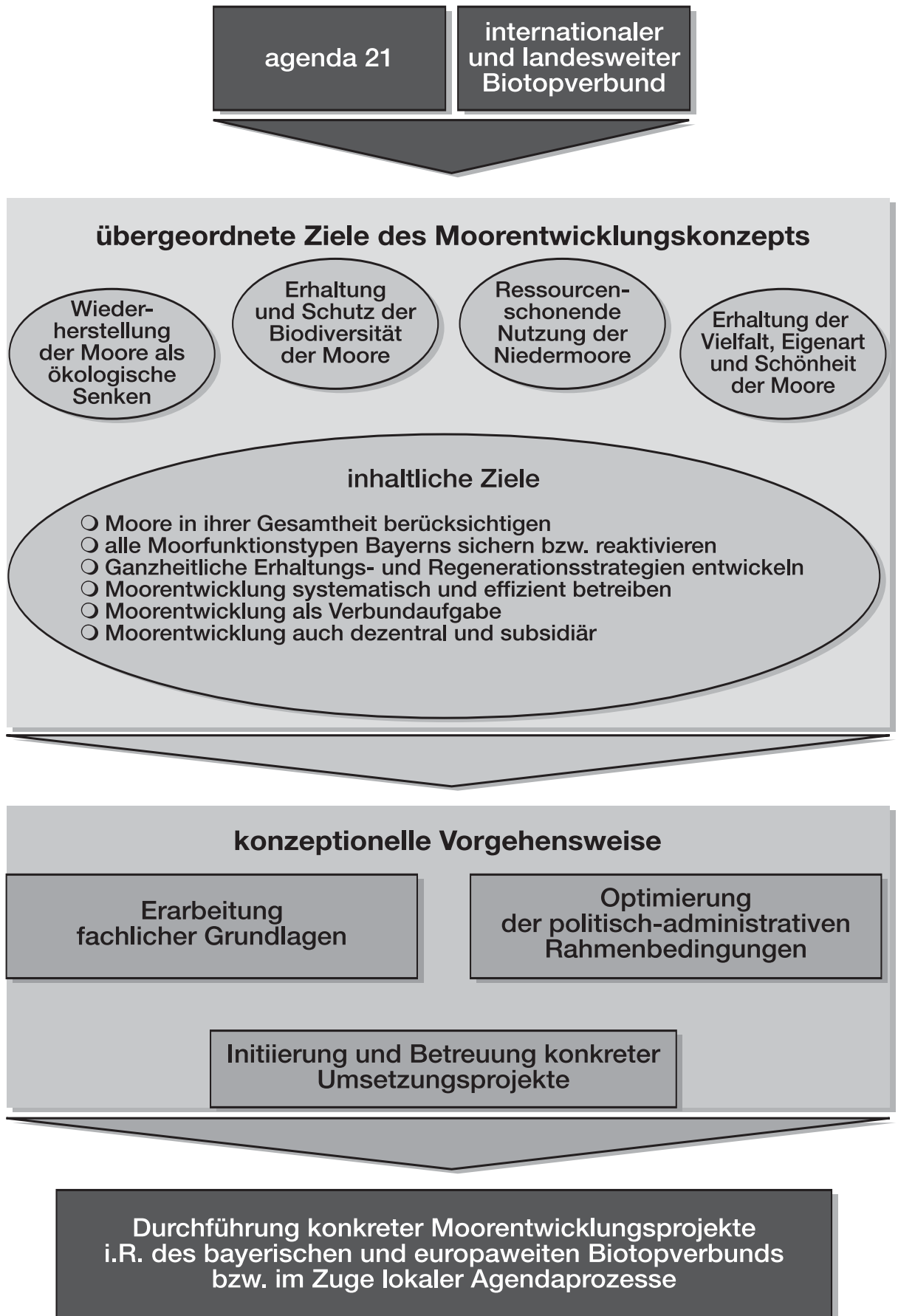
WITTMANN, O. (1991): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern. GLA-Fachberichte 5.

Anschrift des Verfassers:

Walter Meier
Bayer. Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
D-86179 Augsburg
e-mail: walter.meier@lfu.bayern.de

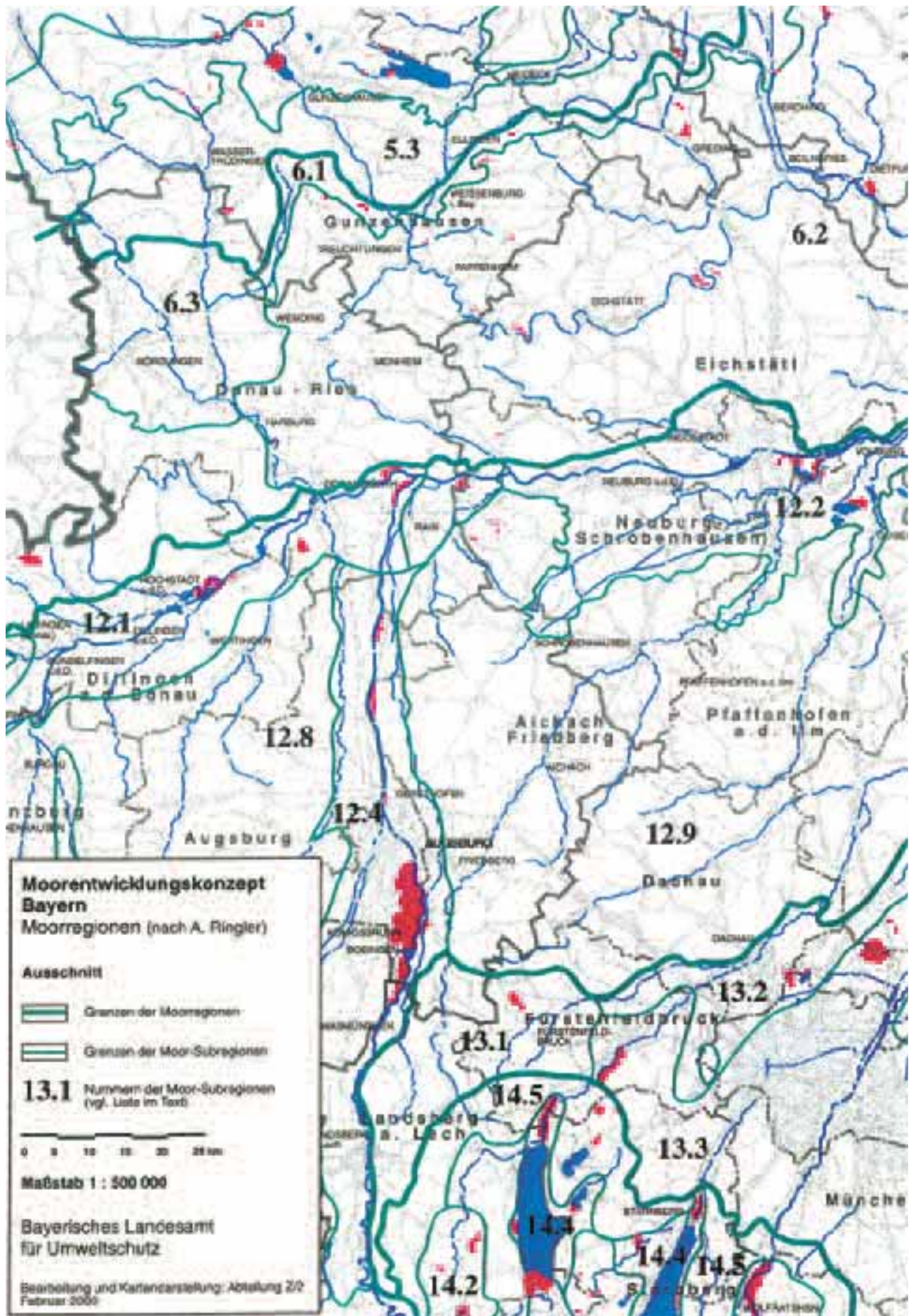
Anhang

- 1) Zielsetzung und Vorgehensweise des MEK
- 2) Moorregionen und Moorsubregionen Bayerns (Übersicht und Kartenausschnitt, M 1:500.000)
- 3) Beispiel für regionale Handlungsschwerpunkte (Tabelle und Karte 1:200.000); Erläuterungen zu den Abkürzungen



Gliederung Bayerns in Moorregionen und Moorsubregionen

- 1. Untermainebene**
- 2. Odenwald-Spessart-Vorrhön**
 - 2.1 Odenwald und Spessart
 - 2.2 Vorrhön
- 3. Hochrhön**
- 4. Fränkische Platten**
- 5. Fränkisches Keuper-Lias-Land**
 - 5.1 Keuperbergland mit Ostabdachung
 - 5.2 Zone der Burgsandstein-Waldmoore
 - 5.3 Liasvorland
- 6. Frankenalb**
 - 6.1 Quellmoorregion des Albtraufs
 - 6.2 Zone der Jura-Talmoore, z. T. karstwassergeprägt
 - 6.3 Ries
- 7. Oberfränkisches Bruchschollenland**
- 8. Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland**
 - 8.1 Frankenwald
 - 8.2 Fichtelgebirge
- 9. Oberpfälzer Becken- und Hügelland**
- 10. Oberpfälzer Wald**
- 11. Bayerischer Wald**
 - 11.1 Niedere Vorwaldungen
 - 11.2 Mittlere Lagen des Bayerischen Waldes
 - 11.3 Böhmerwald
- 12. Tertiärhügelland, Iller-Lech-Platten und Donau-Isar-Niederterrassen**
 - 12.1 Schwäbische Donaurieder
 - 12.2 Oberbayerische Donaumöser
 - 12.3 Niederbayerische Donau-Randmoore
 - 12.4 Lech-Wertach-Ebene
 - 12.5 Isartalmöser
 - 12.6 Unteres Inntal
 - 12.7 Mindel-Iller-Platten
 - 12.8 Staudenplatte
 - 12.9 Tertiärhügelland
 - 12.10 Isar-Rott-Hügelland
 - 12.11 Simbach-Triffterner Hügelland
- 13. Schwäbisch-bayerische Schotterebenen und Altmoränen**
 - 13.1 Fürstenfeldbrucker Hügelland und Landsberger Platte
 - 13.2 Münchner Niedermoorregion
 - 13.3 Münchner Ebene
 - 13.4 Isen-Sempt-Altmoränen
 - 13.5 Unteres Inntal
 - 13.6 Quellmoorregion am Nordrand der Alzplatte
 - 13.7 Alzplatte
- 14. Schwäbisch-bayerische Jungmoräne**
 - 14.1 Präalpine Berglandmoore
 - 14.2 Stark vermoorte Grundmoränen- und Drumlingegebiete
 - 14.3 Geringer vermoorte Grundmoränengebiete
 - 14.4 Stark vermoorte Stamm- und Zungenbecken
 - 14.5 Eisrandlagen mit Kesselmooren
 - 14.6 Seenreiche Eiszerfallslandschaften
- 15. Bayerische Alpen**
 - 15.1 Moorreiche Voraplen (Flysch, Allgäudecke, Ultrahelvetikum, Helvetikum)
 - 15.2 Kalkalpen



Übersicht: Handlungsschwerpunkte in der Planungsregion 14 (Ausschnitt Lkr. Fürstentfeldbruck)								
Teil 1 Zustandsbeschreibung								
Nr.	Bezeichnung des Moorgebiets	Moor-subregion	hydrolog. Moorfunktionstyp	Bedeutung (Arten- u. Biotopschutz)	Schutzstatus	Hauptanteile der Moornutzung	Gefährdung/ Eingriffs- und Störungstypen	Regenerationspotential
1.	Haspelmoor	13.1 Fürstentfeldbrucker Hügelland u. ...	Versumpfungs-/ Durchströmungsmoor	E	NSG	Biotop FW, LW ehem. IA	Erholung, ökol. Isolation, Verwaldung, ehem. gewerbl. Torfabbau	WV SPF
2.	Moorenweiser Wildmoos	13.1 Fürstentfeldbrucker Hügelland und Landsberger Platte	Kessel-/ Versumpfungsmeer	B	LSG	Biotop LW	ökol. Isolation, Verwaldung, Entwässerung, Auf forstung, ehem. Handtorfstiche, LW: Intensivierung (Randbereiche)	WV STR
3.	Fußbergmoos	13.2 Münchner Niedermoorregion	Schotterplatten-/ Quellmoor	B	LSG (Kernfl.)	Biotop LW	Verbuschung, Erholung, großfl. ehem. Handtorfst., LW: wie Nr. 2	WV STR
4.	Ampertalmoore bei Schöngesing	13.3 Münchner Ebene	Überflutungs-/ Schotterplatten-/ Quellmoor	B	NSG	Biotop LW	Erholung, Verbrachung, LW: wie Nr. 2 und 3	STR
5.	Allinger Moos	13.3 Münchner Ebene	Schotterplatten-/ Quell-/ Überflutungsmoor	R	---	LW TW	ökolog. Isolation, Erholung Hobby-Fischweier, LW: wie Nr. 2 - 4	STR artenreiche Feuchtwiesen
6.	Ampermoos	14.4 Stark vermoorte Stammbecken	Überflutungs-/ Durchströmungsmoor	E	NSG Ramsar FFH	Biotop LW	Austrocknung, Verbuschung, Verbrachung, fehl. Pufferzone	WV STR VStR
7.	Quellmoore zwischen Türkenfeld u. Geltendorf	14.5 Eisrandlagen mit Kesselmooren	Quellmoor	R	ND (teilw.)	LW FW Biotop	Verbuschung, Verbrachung, Aufforstung, LW: wie Nr. 2 - 5	WV STR

Übersicht: Handlungsschwerpunkte in der Planungsregion 14 (Ausschnitt Lkr. Fürstentfeldbruck)						
Teil 2 Planung und Umsetzung						
Nr.	Bezeichnung des Moorgebiets	Entwicklungsziele	laufendes Projekt/ Träger	Moorentwicklungsplanung vorhanden (z.B. PEPI)	Laufzeit des Projekts	Projektstand, durchgeführte Maßnahmen
1.	Haspelmoor	MTS	UNB FW	PEPI	unbegrenzt	An-/Aufstau der Hauptgräben; großflächige Entwaldungsmaßn. mit laufenden Nacharbeiten mit Mitteln des Landschaftspflegeprogramms (LP).
2.	Moorenweiser Wildmoos	MTS AuB	ABSP-Projekt UNB	faunistische Erhebung; Entwicklungskonzept im Auftrag UNB	unbegrenzt	An-/Aufstau von Entwässerungsgräben, Entwaldung, Entbuschung, Streuwiesenmäh aus Mitteln des LP
3.	Fußbergmoos	RF AuB	ABSP-Projekt UNB/ LBV	PEPI im Auftrag UNB	unbegrenzt	Entbuschung/Entwaldung/Mähd (LP), Beginn d. Aufstaus von Gräben
4.	Ampertalmoore bei Schöngesing	RF AuB	---	Pflegekonzept im Auftrag UNB	---	regelmäßige Pflege von Naß- und Streuwiesen (LP)
5.	Allinger Moos	RF TWS	---	---	---	kleinflächige Pflegemaßnahmen der UNB, ansonsten vorwiegend VNP
6.	Ampermoos	AuB RF	ROB UNB LBV	PEPI Gutachten zur Wiedervermässung (Auftrag der ROB)	unbegrenzt	jährliche großflächige Streuwiesenmäh; Bau einer Sohlschwelle in der Amper zur Einleitung der Wiedervermässung geplant (PFV Ende 2000/Anfang 2001)
7.	Quellmoore zwischen Türkenfeld u. Geltendorf	QS AuB	---	---	---	Streuwiesenmäh in Teilbereichen (LP)

Kartengrundlage:
 Topographische Karte
 von Bayern 1 : 200.000
 Ausschnitt von Blatt:
 7926 / 7934
 Darstellung ohne Maßstab

1



UId.-Nr. und Bedeutung
 (siehe Tabelle)

— Grenze Moorregion
 - - - Grenze Moorsubregion

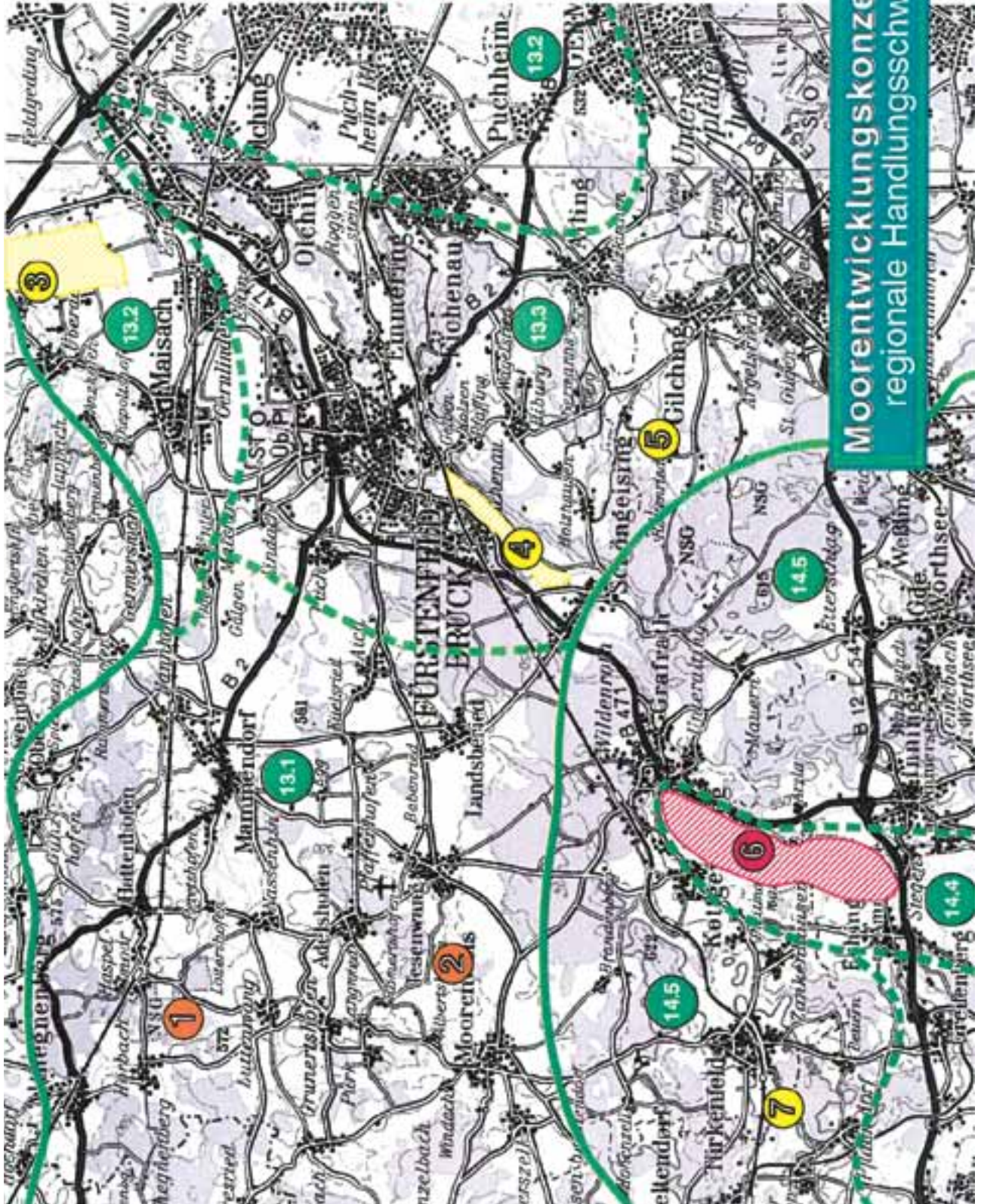
14.5

= Ziffer der
 Moorsubregion

Weitere Erklärungen
 siehe Erläuterungstabelle
 zur Tabelle

Landkreis
 Fürstenfeldbruck

Moorentwicklungskonzept Bayern regionale Handlungsschwerpunkte



Erläuterungen zu den Abkürzungen in der Liste und in der Karte

Bedeutung

- E = europäische/internationale Bedeutung (rot)
B = landesweite (bayerische) Bedeutung (orange)
R = regionale Bedeutung (gelb)

Hauptanteile der Moornutzung¹

- LW = Landwirtschaft
FW = Forstwirtschaft
IA = Industrieller Torfabbau
u. a. m.

Regenerations- bzw. Sanierungspotential²

- Wiedervernässung (WV)
 - Schwingrasenwachstum in dystrophen Teichen und Baggerseen
 - Torfmoosversumpfung auf Waldstandorten
 - Vermoorung von Streuwiesenbrachen (VSTR)
 - Verrieselung eutropher Oberflächengewässer und Abwässer
 - Aushagerung
 - Wiederansiedlung moortypischer Arten
 - Entwicklung zu Streuwiese (STR)
 - Entwicklung zu Spirkenfilz (SPF)
- u. a. m.

Gefährdung durch Eingriffs- und Störungstypen²

Landwirtschaft:

- moorzersetzende Ackernutzung
- intensive Grünlandnutzung
- intensive Beweidung
- landwirtschaftliche Entwässerungsmaßnahmen
- bäuerliche Handtorfstiche eingestellt/laufend

Forstwirtschaft:

- forstliche Entwässerungsmaßnahmen
- Begründung standortfremder Waldbestände
- Bau von Wegetrassen

Entwicklungsziele³

- AuB = Arten- u. Biotopschutz
MTS = Moortypenschutz
QS = Quellenschutz
RF = Retentionsfunktion
TWS = Trinkwasserschutz
KL = Erhaltung der Kulturlandschaft

Projektträger

- BN = Bund Naturschutz
FW = Forstwirtschaft
LBV = Landesbund für Vogelschutz
ROB = Regierung von Oberbayern
UNB = Untere Naturschutzbehörde
u. a. m.

hydrologische Moorfunktionstypen⁴

- DM = Durchströmungsmoor
KM = Kesselmoor
QM = Quellmoor
SPM = Schotterplattenmoor
ÜM = Überschwemmungsmoor
VM = Versumpfungsmoor
u. a. m.

Sonstiges

- gewerblicher Bagger- bzw. Frästorfabbau eingestellt/laufend
 - Erholungsnutzung
 - (chem. Hausmüll-) oder Badetorfdeponien
 - Grundwasserentnahme
 - Straßenbau
 - Verlegung von Versorgungsleitungen
 - Verinselung (Behinderung von natürlichen Wechselbeziehungen mit der Umgebung)
- u. a. m.

Bemerkungen:

- ¹ Bearbeitung i.R. der Projektphase 1 (2000/2001)
² Grundlage ist die von RINGLER 1999 vorgenommene Typisierung, Bearb. i.R. der Projektphase 1 (2000/2001)
³ vgl. Kap. 2, Bearb. i.R. der Projektphase 1 (2000/2001)
⁴ vgl. Anhang 1, Bearb. i.R. der Projektphase 1 (2000/2001)

Zur Vegetationsentwicklung in zwei naturnahen südbayerischen Hochmooren – Welche Konsequenzen lassen sich für die Renaturierungspraxis ableiten?

Robert FRANKL*, Monika FETT und Hans SCHMEIDL

1. Einleitung

Es steht außer Zweifel: Mit viel Engagement haben Privatpersonen, Naturschutzorganisationen, staatliche Fachbehörden und universitäre Wissenschaftler dafür gesorgt, dass die „Renaturierung von Mooren“ einen überaus erfolgreichen Einzug in die Naturschutzpraxis gefunden hat.

Es steht auch nicht zur Diskussion, dass aus Sicht des Naturschutzes diese Entwicklung als überaus positiv bewertet werden kann. Die Renaturierung von Mooren wird fraglos auch weiterhin eine gewichtige Rolle in der Naturschutzpraxis einnehmen. Die Erfolge der letzten Jahrzehnte belegen die grundsätzliche Stimmigkeit der Strategien (vgl. auch die Beiträge zur Situation in der Schweiz).

In der Retrospektive stellt sich uns jedoch die Frage, warum sich mit dem Aufschwung der naturschutzfachlichen Renaturierungspraxis zwar die „Renaturierungsökologie“ inzwischen wissenschaftlich etabliert hat, jedoch gleichzeitig wesentliche Elemente einer ökologischen Grundlagenforschung – vor allem in Hochmooren – aufgegeben wurde (vgl. aber auch GRÜNIG 1994 für die Schweiz).

Wir befürchten, dass es kein Zufall ist, dass die letzte staatliche bayerische Moorforschungsstelle (Bernau a. Chiemsee) von der Landesanstalt für Pflanzenbau und Bodenkultur im Jahr 1999 aufgelöst wurde.

Braucht die Moorforschung heute tatsächlich nur noch „Verfügungs- bzw. Aktionswissen“ und kann damit auf jegliches „Orientierungswissen“ (vgl. VALSANGIACOMO 1998) verzichten? Wird auch in der Naturschutzforschung der eher kontemplative, häufig etwas zögerliche Naturfreund (ein eher pessimistischer „Verkopfter“ = bayerisches Schimpfwort für einen +/- Intellektuellen) vom hemdsärmeligen, hyperaktiven Renaturierer (ein positivistischer „Macher“ bzw. „Macherin“) abgelöst?

Wir sind der festen Überzeugung, dass in der Moorrenaturierung normative Leitbilder formuliert werden, deren Wurzeln bislang im Orientierungswissen der Grundlagenforschung verankert waren. Heute

wird von manchen, offenbar zudem politik- und publikumswirksamen Marketingstrategen der „Angewandten Naturschutzforschung“ gerne der Eindruck vermittelt, dass Moorökosysteme mit unseren heutigen ökologischen Kenntnissen in jegliche Richtung „entwickelt“ oder „gemanagt“ werden können.

Aber besitzen wir derzeit tatsächlich eine Prognose-Sicherheit über die zukünftige Entwicklung von Moorökosystemen? Können wir die gängigen Leitbilder der Hochmoorentwicklung, die aus unseren aktuellen moorökologischen Kenntnissen abgeleitet wurden, problemlos in die Zukunft extrapolieren?

Wir möchten diesen Fragen in unserem Beitrag über einen retrospektiven Ansatz – die Vegetationsentwicklung in zwei naturnahen bayerischen Hochmooren – nachgehen.

2. Vegetationsentwicklung in naturnahen Hochmooren als Forschungsgegenstand

Bereits in den 80iger Jahren wurde mit der Waldschadensdiskussion die Problematik von atmosphärischen Nährstoffeinträgen ins Bewusstsein einer breiten Öffentlichkeit gerückt. Nicht selten lauteten Fragen an Moorkundler und Ökologen: „Lassen sich denn unsere durch Regenwasser ernährten Hochmoore bei den derzeitigen Stoffeinträgen über die Atmosphäre überhaupt noch erhalten?“ oder: „Brauchen wir demnächst überdimensionale Gewächshäuser zum Schutz der wenigen verbliebenen naturnahen Hochmoore?“

Die Antworten auf derartige Fragen waren und sind unterschiedlich (vgl. z.B. PLACHTER 1991: 30). Gemeinsam bleibt den gegenwärtigen Antworten, dass zuverlässiges Datenmaterial für die Beurteilung derartiger schleichender Vegetationsveränderungen (vgl. auch KORNECK et al. 1998) fast vollkommen fehlt. Vielen wissenschaftlichen Insidern ist der „spekulative Charakter“ der meisten Aussagen zu dieser Problematik durchaus bewusst. Zwar wurde in den vergangenen Jahrzehnten die Notwendigkeit von ökologischer Langzeitforschung immer wieder betont (PFADENHAUER, POSCHLOD & BUCHWALD 1986, PLACHTER 1992), häufig blieb es je-

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ vom 3.-4. Mai 2000 in Rosenheim, Einreichungstermin: 1.9.2000

doch bei Konzepten und erhobenen Zeigefingern, denen die notwendigen Aktivitäten nur in Einzelfällen auch tatsächlich folgten (z.B. Wurzacher Ried, vgl. BÖCKER 1997).

Die scheinbar einfache Frage, ob und wie sich die Vegetation in naturnahen Hochmooren im Laufe der letzten Jahrzehnte verändert hat, lässt sich mit dem vorhandenen Datenmaterial kaum beantworten. Einige wenige Vegetationskundler haben allerdings schon frühzeitig darauf hingewiesen (vgl. SCHMEIDL 1978, ELLENBERG 1982), dass auch in relativ naturnahen Hochmoorstandorten weit reichende Vegetationsveränderungen zu beobachten sind.

Unsere eigenen, regional beschränkten Untersuchungen zur jüngeren Vegetationsdynamik in zwei südbayerischen Hochmooren basieren auf sehr unterschiedlichen Beobachtungsmaßstäben und methodischen Ansätzen.

3. Vegetationsentwicklung im Mettenhamer Filz

Trotz der zahlreichen Hochmoore im bayerischen Alpenvorland sind naturnahe, d.h. von menschlichen Eingriffen möglichst wenig beeinflusste Moore, lediglich in Ausnahmefällen erhalten geblieben. Dies betrifft vor allem die Tallagen mit den für das Alpenvorland charakteristischen asymmetrischen Hochmoorbildungen, die im Laufe der letzten beiden Jahrhunderte zumindest in Teilbereichen durch Torfabbau oder land- und forstwirtschaftliche Kultivierung verändert wurden. Mit einer nahezu vollständig erhaltenen Zonation (Freifläche, Randgehänge, allerdings nurmehr fragmentarisch erhaltenes Randlagg) gehört das Mettenhamer Filz zwischen Marquartstein und Schleching (Tiroler Ache) nach der Klassifizierung von KAULE (1974) zu den national bedeutenden Hochmooren der Voralpen. Der bis zu 4,5 m mächtige Hochmoorkörper entwickelte sich als Versumpfungsmoor in einer ehemaligen Talschleife der Tiroler Ache, deren Verlauf sich im Postglazial nach Südosten verlagerte. Zu Beginn des letzten Jahrhunderts wurden erste Versuche zur Entwässerung im nordöstlichen Teil der Hochmoorweite in Form von zwei Gräben unternommen (VIDAL & HOHENSTATTER 1967). Die Aussichten auf eine schnelle Kultivierung der Hochmoorflächen erschienen aber wohl aufgrund der hohen Jahresniederschläge (ca. 1800 mm) als so gering, dass keine weiteren Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Bereits im Jahr 1944 wurde das Mettenhamer Filz aufgrund seines hervorragenden Erhaltungszustandes als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Da für dieses Hochmoor keine vegetationskundliche Grundaufnahme aus früheren Jahren vorhanden ist, wählten wir die Luftbildinterpretation als methodischen Ansatz zur Analyse der Vegetationsentwicklung. Hierzu wurden Luftbildvergrößerungen im Maßstab von ca. 1:2000 von Befliegungen zwischen 1959 und 1997 erstellt und eine visuelle Flächenabgrenzung

von Verbuschungs- und Bewaldungsstadien durchgeführt (FETT 2000). Da hierbei keine entzerrten Ausschnittsvergrößerungen zur Verfügung standen, sind Auflösungsgenauigkeit und Flächenschärfe der Interpretation als vergleichsweise niedrig einzustufen. Für die Analyse von relativen Veränderungen im zeitlichen Vergleich sind diese grundsätzlich zu berücksichtigenden Unschärfen jedoch von untergeordneter Bedeutung.

Für den Zeitraum von 1959 bis 1997 ergeben sich aus der Luftbildanalyse folgende Entwicklungstendenzen (vgl. Abb. 1 u. 2):

(1) flächenhafte Verluste von gehölzfreien Vegetationstypen der zentralen Hochmoorweite bzw. deutliche Zunahme der Verbuschung mit Latsche (*Pinus mugo*)

(2) flächenhafte Zunahme von initialen Moorwaldstadien und Moorwäldern (*Pinus mugo*, *Picea abies*), vorwiegend in Flächenteilen mit ehemals hoher Deckung durch Latschengebüsche

In dem vergleichsweise kurzen Zeitraum von 38 Jahren ist die Vegetationsentwicklung somit durch einen deutlichen Verlust des Lebensraumelements „gehölzfreie Hochmoorweite“ gekennzeichnet. Aus naturschutzfachlicher Sicht signalisiert diese Entwicklung den Rückgang eines hochmoortypischen Lebensraumes, der in flächenhafter Ausdehnung heute nur noch in wenigen naturnahen Hochmooren Mitteleuropas erhalten geblieben ist.

4. Vegetationsentwicklung im Rottauer Filz

Die Rottauer Filze, als unser zweites Untersuchungsgebiet, unterscheiden sich als Teilkomplex der Südlichen Chiemseemoore in ihrer Naturnähe deutlich vom Mettenhamer Filz. Schon die Moorkarte von BAUMANN (1898) zeigt, dass der fast 2500 ha große asymmetrische Hochmoorkomplex der Südlichen Chiemseemoore im Laufe der letzten beiden Jahrhunderte stark zerschnitten, in großen Flächenbereichen teilentwässert oder kleinflächig durch bäuerlichen Torfstich verändert worden war. In einer rund 25 ha großen Restfläche der ehemaligen Hochmoorweite wurden im Jahr 1959 von der damaligen Bayerischen Landesanstalt für Landkultur und Moorwirtschaft vergleichende Wasserhaushaltsuntersuchungen aufgenommen (VIDAL 1959). Eine Beschreibung von PAUL & RUOFF (1927: 12-13) bestätigt trotz der bereits im 19. Jahrhundert erfolgten starken Eingriffe (wie z.B. dem Bau der Eisenbahnlinie München-Salzburg, vgl. auch SCHMEIDL 1976) die Naturnähe dieser Teilflächen aus vegetationskundlicher Sicht. Die im Jahr 1957 von Dr. Lutz und Dr. Schmeidl angelegten Dauerflächen und die Vegetationskarte von 1962 dokumentieren dann erstmals wissenschaftlich fundiert, dass alle hochmoorspezifischen Vegetationstypen in naturnaher Ausbildung auftraten (SCHMEIDL, SCHUCH & WANKE 1970, SCHMEIDL 1977).

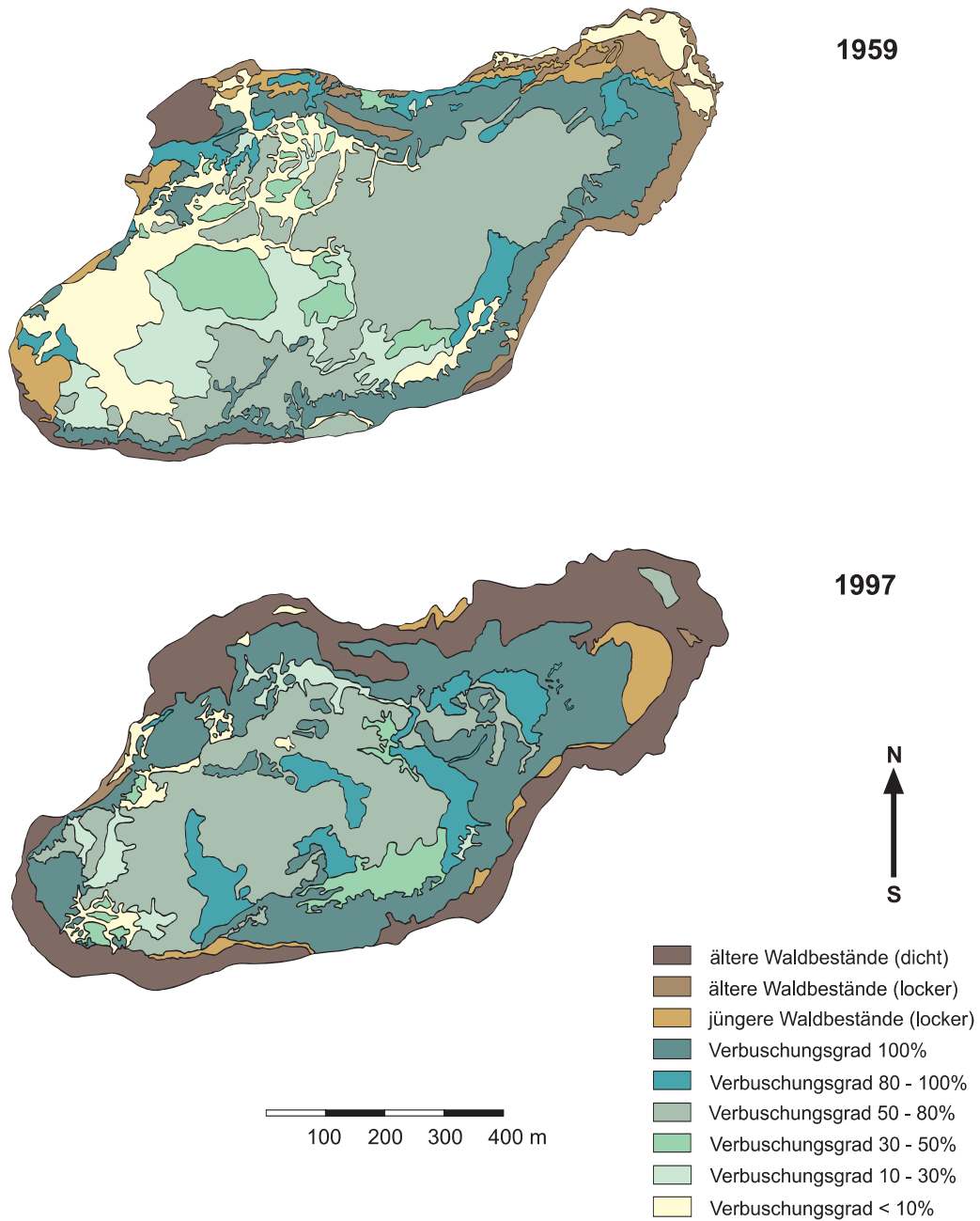


Abbildung 1
Vegetationsentwicklung im Naturschutzgebiet Mettenhamer Filz (bei Marquartstein) von 1959 bis 1997 nach Luftbildinterpretation.

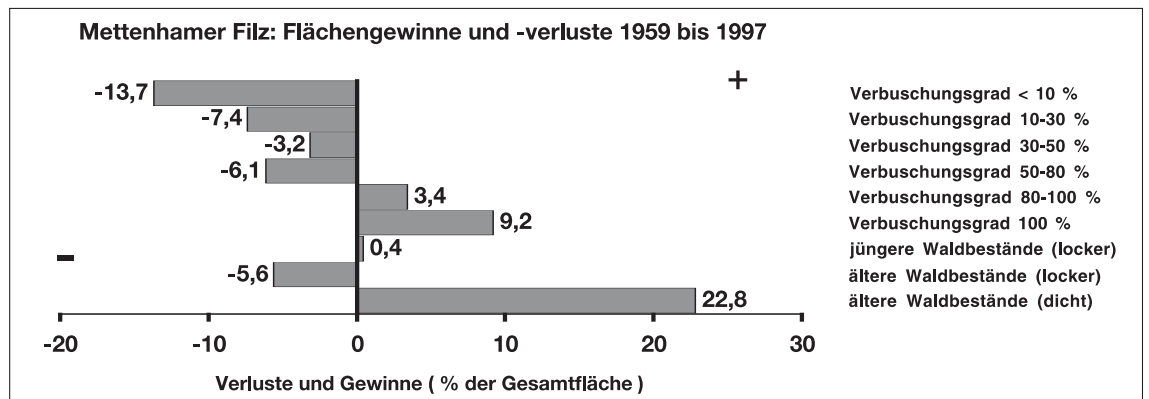


Abbildung 2
Prozentuale Flächengewinne und -verluste von Vegetationseinheiten zwischen 1959 und 1997 nach Ergebnissen der Luftbildinterpretation (vgl. Abb. 1).

Über die Vegetationsentwicklung auf dieser 21 ha großen Untersuchungsfläche wurde bereits ausführlich berichtet (FRANKL 1996, FRANKL & SCHMEIDL 1998), so dass an dieser Stelle nur die Grundzüge der Vegetationsentwicklung zusammengefasst werden müssen.

Seit 1957 lassen sich anhand von Vegetationskartierung und Dauerflächen folgende Entwicklungsrichtungen dokumentieren:

(1) Zunahme der bultspezifischen Torfmoosrasen im Mikrorelief, bzw. Rückgang der Hochmoorschlenken, Rückgang schlenkenspezifischer Pflanzenarten (z.B. *Sphagnum cuspidatum*, *Rhynchospora alba*)

(2) Flächenhafte Verheidungstendenz mit Besenheide (*Calluna vulgaris*, d.h. Verlust von Torfmoosrasen ohne Besenheide, die noch 1962 über 12% der Gesamtfläche einnahmen)

(3) Flächenhafte Zunahme initialer Bewaldungsstadien mit Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Birken (*Betula pubescens*, *Betula pendula*) (zur regionalen Entwicklung vgl. auch SCHMEIDL 1978)

(4) Anstieg der Flächenanteile von *Pinus sylvestris*-dominierten Moorwäldern um über 15%

Trotz der sehr unterschiedlichen Ausgangssituationen lässt sich somit in beiden Hochmooren für die letzten vier Jahrzehnte – mit der sehr unterschiedlichen Auflösungsgenauigkeit der methodischen Ansätze – eine Bewaldungstendenz (bzw. eine Zunahme von hochmoortypischen Holzgewächsen) nachweisen.

5. Was sind die Ursachen für die beobachteten Vegetationsveränderungen?

Auf den ersten Blick lässt sich eine Bewaldung und Verheidung von Hochmooren als eine Folge der Entwässerung interpretieren. Die in unseren Untersuchungen dokumentierten Stadien entsprechen der Grundrichtung einer Vegetationsentwicklung, wie sie für zahlreiche bayerische Hochmoore nach anthropogenen Eingriffen in den Wasserhaushalt beschrieben wurde (vgl. z.B. POSCHLOD 1990). Ein Absinken des Moorwasserstandes aufgrund von Grabensystemen, die zur Nutzbarmachung der Moore angelegt wurden, ist ohne Zweifel die häufigste Ursache für die Verheidung und Bewaldung der Torfmoos-dominierten Hochmoorweiten. In unseren beiden dargestellten Beispielen stimmt die beobachtete Sukzession im Umfeld von Entwässerungsgräben durchaus mit den Erwartungen der Vegetationskundler/innen überein.

Ernsthafte wissenschaftliche Erklärungsnoté bereitet jedoch in beiden Fällen die flächenhafte Verheidung und Bewaldung. Wären allein Eingriffe in den Wasserhaushalt Auslöser dieser Vegetationsentwicklung, würden gängige hydrologische Modelle die flächenhafte Wirksamkeit um ein Vielfaches unterschätzen (vgl. z.B. EGGELSMANN 1990, SCHNEEBELI

1991). Obwohl auch in der Moorhydrologie kritische Stimmen über zu stark vereinfachte Annahmen bei den Wasserhaushaltsmodellen bzw. deren Berechnung laut werden (vgl. HUGHES & HEATHWAITE 1995), kommen in vielen Fällen der Naturschutzpraxis weiterhin hydrologische Faustregeln zum Einsatz, die sich nicht selten als eine Umkehrung der Vorzeichen von Berechnungsformeln der land- und forstwissenschaftlichen Dränanleitungen verstehen lassen.

Für die Bedeutung des Wasserhaushalts als Steuerungsfaktor der Vegetationsentwicklung spricht, dass in unserer ökologischen Langzeituntersuchung (Rottauer Filz) ein Absinken der Moorwasserstände in der verbliebenen Hochmoorweite um ca. 15 cm im Lauf von 36 Beobachtungsjahren dokumentiert werden konnte (FRANKL 1996). Das Absinken der Moorwasserstände steht damit in zeitlicher Übereinstimmung mit der beobachteten Zunahme von Gehölzen. Sind damit jedoch Auslöser und Mechanismen der ökosystemaren Veränderungen erklärt? Können wir tatsächlich wissenschaftlich fundiert zwischen Ursache und Wirkung unterscheiden?

Unsere Studie in den Rottauer Filzen kann belegen, dass in Hochmooren sehr unterschiedliche Wechselwirkungen zwischen einzelnen Ökosystemkomponenten auftreten, die eine Ursachenanalyse entlang der Zeitachse aufgrund zahlreicher Rückkopplungseffekte sehr komplizieren (vgl. FRANKL & SCHMEIDL 2000). Es ist schwierig bis unmöglich zu beurteilen, welche Bedeutung die bereits im 19. und 20. Jahrhundert erfolgten anthropogenen Eingriffe in den Wasserhaushalt der Moore und deren landschaftliches Umfeld besitzen. Möglicherweise werden wir erst heute Augenzeugen von Veränderungen, deren Auslöser (Vorentwässerung, Moosstreunutzung, regionale Grundwasserabsenkung etc.) in den vergangenen Jahrhunderten zu suchen sind.

Bemerkenswert ist, dass in diesem Fall auch von Seiten der ökologischen Wissenschaften das Zeitfenster der Ursachenanalyse offensichtlich zu klein gewählt wurde, d.h. dass Langzeiteffekte aufgrund des gewählten Methodeninstrumentariums nicht erklärbar werden. Etwas entkräftet wird diese „time-lag-Hypothese“ dadurch, dass anthropogene Eingriffe in Hochmoore mit Sicherheit kein ausschließliches Phänomen der beiden letzten Jahrhunderte waren, wenn gleich Ausmaß und Intensität menschlicher Nutzung in diesem Zeitraum ihr bislang unumstrittenes Maximum erreichten. Trotzdem besteht kein Zweifel, dass die Waldfreiheit der zentralen Hochmoorweiten bzw. deren Relikte bis zum Beginn des letzten Jahrhunderts ein häufiges Phänomen für die süddeutschen Hochmoore war (vgl. PAUL & RUOFF 1927).

Erstaunlich ist vielmehr mit welcher hoher Geschwindigkeit Gehölze in den letzten Jahrzehnten Hochmoorweiten besiedelt haben, deren flächenhaft hoher Moorwasserstand und deren Vegetationsausprägung zumindest noch zu Beginn des letzten Jahrhunderts

als naturnah klassifiziert worden wären. Unsere hydrologischen Untersuchungen in den Rottauer Filzen bestätigen zwar mögliche Selbstverstärkungseffekte der Moorwasserabsenkung durch die erhöhte Transpiration von Heiden und Moorwäldern. Gleichzeitig lässt sich aber, als gegengerichtete Entwicklung, eine Verringerung des Oberflächenabflusses durch die Etablierung von „sekundären Randwäldern“ beobachten. Aus hydrologischer Sicht führt die Sukzession somit über scheinbar „selbstregulierende“ Kräfte zu einer Verbesserung des Wasserhaushalts in den verbliebenen Resten der Hochmoorweiten. Auch die hohen Wachstumsraten, die bei hochmoortypischen Torfmoosen in diesen verbliebenen Hochmoorweiten bestimmt wurden (FRANKL 1996, FETT 2000), lassen sich als Ausdruck eines zumindest kleinflächig „intakten“ Wasserhaushaltes interpretieren. Es bleibt aber festzuhalten, dass sich eine Ursache-Wirkungs-Analyse von Wasserhaushalt und Vegetationsentwicklung entlang der Zeitachse weit komplexer gestaltet, als dies auf den ersten Blick erscheinen mag.

Gleichzeitig besteht keinerlei Zweifel daran, dass derartige Wechselbeziehungen zusätzlich durch veränderte atmosphärische Nährstoffeinträge überlagert werden. Nicht nur die Torfmoose, auch alle übrigen pflanzlichen Hochmoorbewohner haben sich im Laufe der Evolution auf ein Überleben unter extrem stickstoffarmen Standortbedingungen bzw. bei blockierten Stickstoffkreisläufen angepasst.

Zwar sind die atmosphärischen Nährstoffeinträge der mitteleuropäischen Naturlandschaft unbekannt, aber noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts konnten in Mitteleuropa Stickstoff-Depositionsraten von lediglich rund $5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$ gemessen werden (FIRBAS 1952, KUNTZE et al. 1994). Selbst in heutigen mitteleuropäischen Reinluftgebieten sind demgegenüber die Stickstofffrachten (Freilanddeposition, vgl. FÜHRER et al. 1988, MÜLLER et al. 1990, UBA 1997) um den Faktor 2-4 erhöht. Mit einer Input-Output-Bilanz für die Untersuchungsfläche in den Rottauer Filzen (FRANKL 1996) konnte gezeigt werden, dass fast 80% der atmosphärischen Stickstoffeinträge in systeminternen Komponenten (lebende und tote Biomasse, Stoffkreisläufe) gespeichert werden. Hochmoore erhalten somit seit Jahrzehnten nicht nur eine zusätzliche Stickstoffdüngung (vgl. ELLENBERG 1985), sondern das erhöhte Angebot wird in die systeminternen Kreisläufe eingebaut.

Nach allen unseren derzeitigen ökologischen Kenntnissen sollte eine Umstrukturierung von ombrotrophen Lebensgemeinschaften allein aufgrund dieses überregional wirksamen Faktors eigentlich kaum mehr Verwunderung auslösen.

Eine der Konsequenzen dieser Entwicklung könnte letztendlich die Bewaldung von Hochmoorweiten, möglicherweise sogar die Annäherung an kontinentale Hochmoortypen (z.B. Waldhochmoore) sein (vgl. ausführliche Diskussion bei FRANKL 1996).

Eine definitive, wissenschaftlich fundierte Aufklärung dieser Problematik ist beim derzeitigen Kenntnisstand über die Situation naturnaher mitteleuropäischer Hochmoore sicher nicht zu leisten. Bei dem generell zunehmenden Trend, grundlagenorientierte Naturschutzforschung (vor allem auch Langzeitforschung) als überflüssigen Luxus zu betrachten, tauchen Zweifel auf, ob derartige Fragen in naher Zukunft angegangen werden.

6. Gibt es Konsequenzen für die Renaturierungspraxis?

Über das Leitbild der Hochmoor-Renaturierung herrscht in der Renaturierungsökologie grundsätzlicher Konsens (vgl. z.B. POSCHLOD 1994, PFADENHAUER 1999): Durch unterschiedliche ökotechnische (= in senso stricto: wasserbauliche) Maßnahmen soll zunächst eine Wiedervernässung eingeleitet werden, die ein eindeutiges Ziel besitzt, „...nämlich den Wiederaufbau eines funktionsfähigen Akrotelm, der letztendlich zur Bildung einer baumfreien Hochmoorweite führt“ (PFADENHAUER 1998: 255). Als Entwicklungsziel der Renaturierungsbemühungen wird somit eine Rückführung der anthropogen veränderten Hochmoore in einen naturnahen, bzw. den als natürlich erkannten Zustand angestrebt.

Unterstützt wird diese Zielvorstellung durch das „Orientierungswissen“ der Moorökologie, das zusätzlich Argumente für den Ressourcenschutz, wie die Fähigkeit von natürlichen Hochmooren zur Stoffspeicherung und Retention, liefert.

Aus Sicht der Grundlagenforschung stellt sich allerdings die Frage, ob aufgrund unseres derzeitigen Wissenstandes die Entwicklung eines Ökosystems tatsächlich in derart einfacher, mechanistischer Weise prognostiziert werden kann. Der Bedeutung von einzelnen Ökosystemkomponenten (hier: Akrotelm) wird bei derartigen „Modellen“ der Hochmoorentwicklung so große Bedeutung zugemessen, dass z.B. Aspekte des Artenschutzes der ökosystemaren Funktionalität untergeordnet werden. So konnte man in einem Beitrag dieser Tagung hören, dass für die Renaturierung der Hochmoore die Schaffung eines funktionsfähigen Akrotelms wichtiger als das Vorkommen des Hochmoor-Gelblings sei.

Es ist offensichtlich, dass es einen unerschütterlichen Glauben in die „Selbstregulationsfähigkeit“ der Hochmoore (vgl. z.B. JOOSTEN 1993) gibt – auch dann, wenn sich der wissenschaftliche Nachweis der Richtigkeit der Hypothesen selbst im retrospektiven, konkreten Fall als äußerst schwierig und komplex erweist. Die Renaturierungsökologie ist derzeit in dem fast beneidenswerten Zustand, dass die Erfolgsbeurteilung von Maßnahmen und Konzepten zwangsläufig in die Zukunft verlegt wird, bzw. bei frühzeitig erkennbaren Misserfolgen (v.a. bei den „ökotechnischen“ Maßnahmen) eine Kurskorrektur eingeschlagen wird.

Die grundlagenorientierte Moorökologie wird sich demgegenüber unter Umständen in naher Zukunft fragen lassen müssen, inwieweit die als Leitbild formulierten „natürlichen Hochmoore“ Mitteleuropas unter den herrschenden Umweltbedingungen tatsächlich noch dem Bild vegetationskundlicher Lehrbücher entsprechen. Ferner bleibt die Frage offen, ob unser ökosystemares Grundlagenwissen über naturnahe Hochmoore (wo gewonnen?) tatsächlich ausreicht, um abiotisch-funktional definierte naturschutzfachliche Leitbilder zu formulieren. Unsere Erfahrungen aus der ökologischen Langzeitforschung lassen uns befürchten, dass sich die Prognostizierbarkeit von Ökosystementwicklungen weit schwieriger gestaltet, als dies mancher Anhänger der „Ökotechnik“ gerne wahrhaben will.

Die Überwachung (im Sinne eines passiven Monitorings) der Entwicklung naturnaher Hochmoore sollte als Basis einer wissenschaftlich fundierten Diskussion über die Ziele von Renaturierungsmaßnahmen dienen. Vielleicht gelingt es in Bayern mit dem landesweiten Moorentwicklungskonzept (MEK, vgl. Beitrag in diesem Band) diese Kenntnislücken zu schließen.

In einem pessimistischen Szenario ist durchaus denkbar, dass unter derzeitigen Umweltbedingungen „baumfreie Hochmoorweiten“ nicht mehr die zwangsläufige Klimax der „natürlichen Sukzession“ bzw. der hochmoortypischen „Selbstregulation“ darstellen. Vor allem für die kaum untersuchten Zoozöosen dieses Lebensraumtyps sind in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft keine Ersatzlebensräume vorhanden. Bereits heute stellen bäuerliche bzw. vorindustrielle Torfstiche in Regionen des Alpenvorlandes die letzten Refugialräume für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten der Übergangsmoore dar. In diesem pessimistischen Szenario lässt sich durchaus vorstellen, dass diese „ökofunktional“ so unattraktiv erscheinenden anthropogen veränderten Hochmoorbereiche in Zukunft auch für einige Hochmoorarten mit extremen Feuchtigkeitsansprüchen zu Refugialräumen werden könnten. Gerade im Hinblick auf die derzeit ebenfalls schlecht prognostizierbare Konstanz der klimatischen Bedingungen (bzw. des „Global Change“) erscheint es uns daher für die Naturschutzpraxis dringend notwendig, dass durch räumlich und funktional abgestufte Renaturierungskonzepte Spielraum für den Ausgleich pessimaler Entwicklungen bleibt. Nach einer realistischen Abwägung aller naturschutzfachlichen Ziele könnte es sich durchaus erweisen, dass nicht „immer und überall“, vor allem nicht immer „großflächige“ Wiedervernässungsmaßnahmen eingeleitet werden müssen. Aus Sicht der Planung besteht ferner kein Zweifel, dass die Moorentwicklung hierbei nicht nur landesweit, sondern auch „dezentral, kooperativ, aber nicht ziellos“ (RINGLER 1999) angegangen werden sollte. Die Möglichkeiten eines ernst genommenen regionalisierten Artenschutzes (vgl. z.B. WEID 1999) sollten nach unserer Auffassung aber nicht unterschätzt werden.

Fraglos ist in einem optimistischen Szenario auch denkbar, dass durch eine flächenhafte Wiedervernässung eine Ökosystementwicklung initiiert wird, die sowohl bezüglich der abiotischen Funktionalität als auch im Hinblick auf den Artenschutz erfolgreich ist. Aus naturwissenschaftlicher Sicht bleibt die Prognose-Sicherheit für den Erfolg von Renaturierungen trotz allem gering. Wenn die „Funktionalität von Ökosystemen“ nicht nur ein Schlagwort der Naturschutzpolitik sein soll, ist die entsprechende Grundlagenforschung auch in Zukunft eine unabdingbare Notwendigkeit: Beim derzeitigen Kenntnisstand der Moorökologie weniger um Prognosen zu erstellen, als vielmehr um aktuelle Entwicklungen und funktionale Zusammenhänge überhaupt nachvollziehbar zu machen.

Ein Zusammentreffen mit einem Hochmoor-Gelbling ist eine Form von Gegenwart. Wissenschaftliche Prognosen bleiben – bis in ferner Zukunft – Prognosen.

7. Literatur

- BAUMANN, A. (1898):
Die Moore und Moorkultur in Bayern, 6. Fortsetzung, Forstlich-Naturwiss. Zeitschrift, 7/2: 4-72.
- BÖCKER, R. (Hrsg.) (1997):
Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorcomplexes im Wurzacher Ried. Agrarforschung in Baden-Württemberg (Stuttgart, Ulmer), 28: 336 S.
- EGGELSMANN, R. (1990):
Moor und Wasser – Wasserregelung im Moor – Ökohydrologie und Moorschutz. In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 288-348, 357-373.
- ELLENBERG, H. (1982):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Stuttgart, E. Ulmer Verlag, 981 S.
- (1985):
Veränderung der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen.- Z. f. d. Forstwesen, 136: 14-39.
- FETT, M. (2000):
Untersuchungen zu neogener Torfbildung und Kurzzeitvegetationsdynamik in zwei südbayerischen Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes. Unveröffentl. Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Universität Marburg.
- FIRBAS, F. (1952):
Einige Berechnungen über die Ernährung von Hochmooren.- Veröffentl. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel (Zürich), 25: 177-200.
- FRANKL, R. (1996):
Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (Südliche Chiemseemoore) im Zeitraum von 1957 bis 1992.- Bayreuther Forum Ökologie, 37: 1-223.
- FRANKL, R. & H. SCHMEIDL (1998):
Naturschutzbezogene Langzeituntersuchungen in einem südbayerischen Hochmoor: Vegetationsdynamik und Veränderungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, 58: 115-127.
- (2000):
Vegetation change in a South German raised bog: Ecosystem engineering by plant species, vegetation switch or ecosystem level feedback mechanisms?- Flora, 195, 267-276.

- FÜHRER, H.-W.; H.-M. BRECHTEL, H. ERNSTBERGER & C. ERPENBECK (1988):
Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Mitteilungen, 14, 122 S.
- GRÜNIG, A. (ed) (1994):
Mires and Man - Mire Conservation in a Densely Populated Country - The Swiss Experience Birmensdorf, WSL / FNP, 415 p.
- HUGHES, J. & L. HEATHWAITE (eds) (1995):
Hydrology and Hydrochemistry of British Wetlands. Chichester a. o., Wiley, 486 p.
- JOOSTEN, H. (1993):
Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration.- *Telma*, 23: 95-115.
- KAULE, G. (1974):
Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen.- *Diss. Bot.*, 27: 1-325.
- KORNECK, D.; M. SCHNITTLER, F. KLINGENSTEIN, G. LUDWIG, M. TAKLA, U. BOHN, & R. MAY (1998):
Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.- *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 29: 299-444.
- KUNTZE, H.; G. ROESCHMANN & G. SCHWERDT-FEGER (1994):
Bodenkunde. Stuttgart. E. Ulmer Verlag, 424 S.
- MÜLLER, C.; J. LEPSCHY, A. SÜSS & A. WURZINGER (1990):
Atmosphärische Stoffdeposition in agrarischen Ökosystemen. Erste Ergebnisse aus dem bayerischen Bodenbeobachtungsprogramm.- *VDLUFA-Schriftenreihe*, 32: 147-152.
- PAUL, H. & S. RUOFF (1927):
Pollenstatistische Untersuchungen im südlichen Bayern. I. Teil: Moore im außeralpinen Gebiet der diluvialen Salzach-, Chiemsee- und Innegletscher.- *Berichte d. Bayer. Bot. Ges.*, 19: 1-84.
- PFADENHAUER, J. (1998):
Grundsätze und Modelle der Moorrenaturierung in Süddeutschland. *Telma*, 28: 251-272.
- (1999):
Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. *Natur und Landschaft*, 74: 18-29.
- PFADENHAUER, J.; P. POSCHOLD & R. BUCHWALD (1986):
Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I: Methodik der Anlage und Aufnahme.- *Berichte d. Akademie f. Naturschutz u. Landschaftspflege*, 10: 41-60.
- PLACHTER, H. (1991):
Naturschutz. Stuttgart, G. Fischer Verl., 463 S.
- PLACHTER, H. (1992):
Ökologische Langzeitforschung und Naturschutz. *Veröff. PAÖ*, 1: 59-96.
- POSCHOLD, P. (1990):
Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren.- *Diss. Bot.*, 152, 331 S.
- (1994):
Die Zukunft unserer Moore. Landeszentrale für politische Bildung Baden-Württemberg, *Der Bürger im Staat*, 44/1: 55-64.
- RINGLER, A. (1999):
Moorentwicklung in Bayern post 2000: Dezentral, kooperativ, aber nicht ziellos.- *Laufener Seminarbeiträge*, 6/98: 109-152.
- SCHMEIDL, H. (1976):
Wandlung einer Moorlandschaft am Beispiel der südlichen Chiemseemoore.- *Telma*, 6: 41-50.
- (1977):
Veränderung der Vegetation auf Dauerflächen eines präalpinen Hochmoores.- *Telma*, 7: 65-76.
- (1978):
Natürliche Moorwaldbestände im südostbayerischen Raum.- *Telma*, 8: 193-197.
- SCHMEIDL, H.; M. SCHUCH & R. WANKE (1970):
Wasserhaushalt und Klima einer kultivierten und unberührten Hochmoorfläche am Alpenrand.- *Schriftenreihe Kuratorium Kulturbauwesen*, 19, 1-174.
- SCHNEEBELI, M. (1991):
Hydrologie und Dynamik der Hochmoorentwicklung, Zürich, *Diss ETH* - 9366, 133 S.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1997):
Daten zur Umwelt. 6. Ausgabe. Berlin, E. Schmidt, 560 S.
- VALSANGIACOMO, A. (1998):
Die Natur der Ökologie: Anspruch und Grenzen ökologischer Wissenschaften. Zürich, vdf - Hochschulverlag an der ETH, 324 S.
- VIDAL, H. (1959):
Vergleichende Wasserhaushalts- und Klimabeobachtungen auf unkultivierten und kultivierten Hochmooren in Südbayern.- *Mitteilungen für Landkultur, Moor- und Torfwirtschaft*, 7/4: 205-217.
- VIDAL, H. & E. HOHENSTATTER (1967):
Die Moorkommen.- In: GANSS, O. (Hrsg.): *Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern*, 1:25.000, Blatt Nr. 8240, Marquartstein. München, Bayerisches Geologisches Landesamt: 152-169.
- WEID, R. (1999):
Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen von oberbayerischen Mooren.- *Laufener Seminarbeiträge*, 6/98: 25-48.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Robert Frankl
Universität Marburg
Fachbereich Biologie
- Naturschutz -
D-35032 Marburg
e-mail: Frankl@staff.unimarburg.de

Moorrenaturierung in Österreich – Fallbeispiele

Robert KRISAI*

Wie die Moorverzeichnisse aus Österreich (WILK u. Mitarb. 1911, SCHREIBER 1912, 1913, WOLKINGER 1980, STEINER 1982, 1992, KRISAI u. SCHMIDT 1983) zeigen, ist die Anzahl der in Österreich vorkommenden Moore recht groß, das Flächenausmaß aber sehr gering. STEINER (1982) nennt 1550 Moore mit einer Gesamtfläche von 26665 ha; das ergibt rein rechnerisch 17 ha/Moor. Das bei weitem größte Moor Österreichs ist der Ibmer-Waidmoos-Bürmoos-Komplex mit ca. 2000 ha; einige wenige erreichen 50-100 ha, die überwiegende Mehrzahl bleibt unter 10 ha. Dazu kommt besonders in höheren Lagen die (zumindest bis ca. 1960) schlechte Erreichbarkeit, alles Umstände, die einem maschinellen Torfabbau glücklicherweise nicht günstig sind. Gefahren für die Gebirgsmoore bringen nicht so sehr Entwässerung und Torfabbau, sondern die Beweidung, der Kraftwerksbau und die vielfältigen Aktivitäten im Tourismus.

Dieser Sachlage entsprechend konzentrieren sich Schutzbemühungen in Österreich hauptsächlich und sinnvollerweise auf die Sicherung der gut erhaltenen Moorflächen.

Anders ist die Situation bei den wenigen größeren Mooren in den Längstälern, vor allem im Ennstal, und im Salzburgerisch/Oberösterreichischen Alpenvorland (Einzugsbereich des eiszeitlichen Salzachvorlandgletschers). Bei diesen Mooren ist es seit ca. 150 Jahren zu massiven Beeinträchtigungen gekommen. Ein großer Teil wurde für landwirtschaftliche Zwecke entwässert und aufgedüngt. Fast alle sind darüber hinaus durch bäuerliche Hand-Torfstiche beeinträchtigt. Besonders um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert hat aber auch die Industrie massiv Torf verfeuert (Glasfabriken, Ziegeleien, Brauereien). Um das Schicksal der Flächen nach Abbauende hat man sich meist nicht mehr gekümmert.

Renaturierung ist für die Naturschutzbehörden meist kein Thema; erst in jüngster Zeit wurden in Bewilligungsbescheide für diverse Eingriffe Renaturierungsaufgaben aufgenommen oder Ausgleichsmaßnahmen verlangt. In Naturschutzbescheiden wird zumeist auch der Schutz des bestehenden, oft naturfernen Zustandes verlangt (Streuwiesen; Auflagen zur weiteren Mahd).

Renaturierungsmaßnahmen wurden daher nur sporadisch in Angriff genommen und dann meist über In-

itiative örtlicher Naturschutzgruppen. Erst in jüngster Zeit gibt es über das LIFE-Programm der EU Projekte, die eine Verbesserung des Zustandes in Moor-Schutzgebieten zum Ziel haben (Pürgschachen-Moor, Steiermark; Wenger Moor am Wallersee, Salzburg).

Die Stadt Salzburg weist innerhalb ihrer Grenzen größere Moorflächen auf, von denen aber, wie nicht anders zu erwarten, nur kleine Reste in einigermaßen naturnahem Zustand übrig sind. Trotzdem hat die Stadt in den letzten Jahren unter Federführung von Reinhard MEDICUS große Anstrengungen unternommen, um den Zustand dieser Flächen zu verbessern. Im Moorwäldchen in Sam wurde das Schutzgebiet durch Ankauf oder Pacht randlicher Wiesen erweitert; Gräben wurden geschlossen und Fichtenpflanzungen aufgelockert, alles Maßnahmen, die bereits zu einer Zunahme seltener Arten geführt haben und bewirkten, dass sich die Anzahl der dort vorkommenden Torfmoosarten innerhalb von 10 Jahren verdoppelt hat.

Im großen Mooregebiet des nördlichen Flachgaues (Bürmoos, Waidmoos) begann der Torfabbau um ca. 1850, zunächst als Brenntorf zur Ziegel- und Glaserzeugung, nach 1945 zur Produktion von Düngertorf („Voll-Humon“, vgl. Bild 1 u. 2). Das Moor ist heute weitgehend ausgetorft; der Torfabbau lief mit 30. Juni 2000 endgültig aus. In der alten Tongrube der Ziegelei entstand ein künstlicher See (Waha-See, Bild 3), der zum Teil zu Erholungszwecken genutzt wird, z.T. sind die Ufer sich selbst überlassen. Ein kleinerer Teil, der im Handstich-Verfahren abgebaut wurde, blieb sich selbst überlassen und regeneriert nach Verschluss einiger Gräben recht gut (Bild 4). Dort wurde auch die Zwergbirke (*Betula nana*) wieder eingebracht, nachdem die ursprünglichen Vorkommen durch Torfabbau vernichtet wurden. Einige Frästorfflächen, die bis zum Glazialton hinunter ausgebeutet sind, wurden von einer örtlichen Initiative (Torferneuerungs-Verein) eingestaut und entwickelten sich zu Teichen, an deren Ufer Röhricht- und Niedermoorarten vorkommen. Sie spielen als Rastplatz für Wasservögel und für Amphibien eine gewisse Rolle; von der ursprünglichen Vegetation blieb aber keine Spur und die Wiederansiedlung einer Hochmoorgesellschaft ist bestenfalls in Jahrhunderten zu erwarten!

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ am 3./4. Mai 2000 in Rosenheim



Bild 1

Bürmoos, Salzburg, Frästorfabbau, 1988
(alle Fotos vom Verfasser)



Bild 2

Mandlinger Moor, alte Torfhürden, 1990



Bild 3

Bürmoos, Waha-See (alte Tongrube der Ziegelei Waha), Ostufer, 1997



Bild 4

Bürmoos, alter Hand-Torfstich mit *Sphagnum cuspidatum*-Rasen, 1988

Bild 5

Ibmermoos, Oberösterreich, *Cladietum* am
Leitensee, 1996



Bild 6

Ibmermoos, Moorfläche des Pfeiferangers im
Winter, 1991



Bild 7 (3. Bild von oben)

Mandlinger Moor, Oberes Ennstal, Salzburg,
naturnahe Restfläche, 1995

Bild 8 (rechts unten)

Mandlinger Moor, Bewuchs der Fräsfläche,
1995



Bild 9 (links unten)

Stuhlfelden, Pinzgau, Salzburg, Wasserschie-
ling im „übersiedelten“ Feuchtgebiet, 1999



Im Ibmermoos (NO-Teil des Komplexes, Oberösterreich, Bild 5 u. 6) kam es zu keinem industriellen Torfabbau und der Handstich ist längst aufgegeben. Im großteils als Streuwiese genutzten Übergangsmoor-Bereich (Pfeiferanger) wurde ein größeres Schutzgebiet ausgewiesen; auf Initiative des örtlichen Lehrers wurden Gräben verschlossen und die Streumahd teilweise eingestellt. Das Gebiet entwickelt sich seither recht gut.

Im Wenger Moor am Wallersee (nö. von Salzburg) sollen im Rahmen eines LIFE-Projektes Fettwiesen zwischen den Teil-Hochmooren extensiviert und streng regulierte Bäche rückgebaut werden. Noch vorhandene offene Gräben sollen verschlossen werden, um den Verheidungsprozess im Hochmoor zu stoppen und das Moorwachstum womöglich wieder in Gang zu bringen.

Ein weiteres LIFE-Projekt betrifft das letzte naturnah erhaltene Hochmoor im Ennstal, Steiermark, das Pürgschachen-Moor. Durch die Entwässerung der Randbereiche ist auch dieses Moor von Verheidung bedroht, der nun entgegengesteuert werden soll.

Im Mandlinger Moor (Oberes Ennstal, Salzburg, vgl. Bild 7 u. 8) wurde bis vor einigen Jahren Frästorf abgebaut. Der Torfabbau ist eingestellt und Gräben teilweise verschlossen. Die Wiederbesiedlung der Fräsfelder erfolgt aber nur sehr zögernd. Offenbar ist die entwässernde Wirkung der verbliebenen Gräben nach wie vor zu groß; der Wasserspiegel kann nun in Teilbereichen an der Oberfläche gehalten werden. So wird es wohl noch Jahre dauern, bis sich ein Erfolg einstellt.

Ein anders geartetes Beispiel ist aus dem oberen Salzachtal zu erwähnen:

Im Oberpinzgau (bei Stuhlfelden westlich von Zell am See) wurde ein Feuchtgebiet zur Erweiterung einer Bergbau-Deponie freigegeben. Um wenigstens die wertvollste Partie der Vegetation (u.a. mit Wasserschierling, Bild 9) vor der Vernichtung zu retten, wurde der Versuch unternommen, diese zu „übersiedeln“. Die Pflanzendecke wurde portionenweise abgetragen und an einem neuen Standort außerhalb der Deponie, wo die Bedingungen günstig schienen, eingebracht. Die Sache scheint zu funktionieren, ein abschließendes Urteil ist aber noch nicht möglich und keinesfalls sollte das als Freibrief für weitere Zerstörungen gelten!

Zum Abschluss soll noch ein Extremfall einer „Moorrenaturierung“ erwähnt werden: Bei der Neuanlage des Botanischen Gartens der Universität Salzburg wurde dort für die Zwecke der Lehre ein Hochmoor neu aufgebaut. Eine vorbereitete Mulde wurde dabei mit Teichfolie ausgekleidet und mit Hochmoortorf aus dem nahen Leopoldskroner Moor verfüllt. Darauf wurde flächendeckend Hochmoorvegetation aus einem regenerierten alten Torfstich im Ibmermoos aufgebracht. Am Rand wurde ein „Lagg“ konstruiert und mit den entsprechenden Übergangsmoor-Arten bepflanzt. Bis jetzt scheint das Experiment gelungen zu sein; Arten wie der Sumpfporst (*Rhododendron tomentosum* = *Ledum palustre*), aber auch die Drachenwurz (*Calla palustris*), die Fadensegge (*Carex lasiocarpa*) u.a. blühen jedes Jahr reichlich und fühlen sich sichtlich wohl. Das sei nur der Kuriosität halber hier angeführt – der Sinn einer Moorrenaturierung kann so eine „Kunstnatur“ wohl nicht sein.

Literatur

KRISAI, R. & R. SCHMIDT (1983):
Die Moore Oberösterreichs. Natur- und Landschaftsschutz in Oberösterreich Band 6, 298 S., Linz.

SCHREIBER, H. (1912):
Die Moore Vorarlbergs. Staab.

——— (1913):
Die Moore Salzburgs. 272 S., Staab.

STEINER, G.M. (1982):
Österreichischer Moorschutzkatalog. 236 S., Wien.

WILK, L. & Mitarb. (1911):
Nachweis der Moore in Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark, Kärnten, Krain, Tirol und Mähren. 109 S., Wien.

WOLKINGER, F. (1980):
Moorerhebung in der Steiermark. Unveröff. Manuskript, Institut für Umweltwissenschaften und Naturschutz, 192 S., Graz.

Anschrift des Verfassers:

Univ.Do. Prof. Dr. Robert Krisai
Linzer Str. 18
A-5280 Braunau am Inn
e-mail: rokri@ping.at

Moorrenaturierung in der Schweiz – Rechtliche und administrative Anforderungen

Meinrad KÜTTEL*

Zusammenfassung

Seit der Annahme einer Volksinitiative im Jahre 1987 ist der Moorschutz in der Schweiz explizit in der Verfassung verankert, denn: Moore und Moorlandschaften von besonderer Schönheit und gesamtschweizerischer Bedeutung sind geschützt. Es dürfen darin weder Anlagen gebaut noch Bodenveränderungen vorgenommen werden. Ausgenommen sind Einrichtungen, die dem Schutz oder der bisherigen landwirtschaftlichen Nutzung der Moore und Moorlandschaften dienen. (Neufassung nach Artikel 78 der neuen Bundesverfassung vom 18. April 1999).

Der Verfassungstext warf zwei zentrale Fragen auf, nämlich welche konkreten Moore und Moorlandschaften sind besonders schön und welche haben gesamtschweizerische Bedeutung? Dem Bundesrat, das heißt der Exekutive, wurde die Kompetenz übertragen, diese Biotope und Landschaften in Inventaren zu bezeichnen, welche als Anhänge zu Verordnungen konzipiert sind, die sich auf das Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz abstützen.

In den Verordnungen sind auch die Schutzziele festgelegt. Zu diesen gehören die ungeschmälerte Erhaltung, die Erhaltung und Förderung der standortheimischen Pflanzen- und Tierwelt sowie der geomorphologischen Eigenart, aber auch die Regeneration in gestörten Bereichen, soweit es sinnvoll ist. Die Kantone als primär Verantwortliche für die Umsetzung des Schutzes haben dafür zu sorgen, dass bestehende Beeinträchtigungen von Objekten, bei jeder sich bietenden Gelegenheit soweit als möglich rückgängig gemacht werden. Der Bund wiederum unterstützt sie finanziell, indem er bis zu 90% der Kosten von Regenerationsmaßnahmen übernimmt. Zudem fördert er derartige Maßnahmen durch Beratung.

1. Die Aufgabenstellung

Der Schutz der Moore und der Moorlandschaften ist in der Schweiz aufgrund einer Volksinitiative 1987 mit dem Mehr der Stimmenden und der Kantone in die Verfassung aufgenommen worden. Der Moorschutz ist rigoros, denn es gilt: *Moore und Moorlandschaften von besonderer Schönheit und gesamt-*

schweizerischer Bedeutung sind geschützt. Es dürfen darin weder Anlagen gebaut noch Bodenveränderungen vorgenommen werden. Ausgenommen sind Einrichtungen, die dem Schutz oder der bisherigen landwirtschaftlichen Nutzung der Moore und Moorlandschaften dienen. (Neufassung nach Artikel 78 Absatz 5 der neuen Bundesverfassung vom 18. April 1999). Moorschutz als explizites Verfassungsziel eines Staates dürfte wohl weltweit einmalig sein.

Der Verfassungsartikel ist eine abstrakte Norm. Damit allein ist noch nicht festgehalten, welche konkreten Moore und Moorlandschaften besonders schön sind und welche zudem nationale Bedeutung haben. Die Probleme stellen sich sogar eine Stufe zuvor, nämlich was sind, im Sinne der Verfassung, Moor und Moorlandschaft. Die folgenden Ausführungen beschränken sich weitgehend auf die Moorbiotop.

2. Die Lösung

Für naturschützerische Zwecke ist der häufig verwendete geologisch-lagerstättenkundliche Ansatz der Moordefinition, nach dem eine minimal mächtige Torfschicht gefordert wird, nicht verwendbar. Ein Kartoffelacker über einer 50 cm mächtigen Torfschicht wäre nämlich auch ein Moor. Also musste ein anderer Weg gesucht werden und der ging über einen ökosystemaren Ansatz (siehe KÜTTEL 1995a, 1996, bezüglich der Moorlandschaften siehe HINTERMANN, 1992). Im Prinzip wurde definiert, welche Vegetationseinheiten zur Moorvegetation gehören. Für die Kartierung war dann von Bedeutung, ob diese Vegetationseinheiten aktuell vorhanden sind unabhängig von einer Torfschicht (GRÜNIG et al. 1986, BROGGI 1990). Moorbildende Waldvegetation wie *Betula pubescens* oder *Alnus glutinosa* wurde generell ausgeschlossen, da diese primär der Waldgesetzgebung untersteht. Bei der Bewertung wurde für Hochmoore der Indikator Fläche, für Flachmoore (= Niedermoore) ein Flächenindikator sowie zwei Diversitätsindikatoren verwendet.

Welche Moore nationale Bedeutung haben und besonders schön sind, ist letztlich eine Festsetzung. Diese liegt in der Kompetenz des Bundesrates. Gesetzestechisch geschieht dies in der Form von Bun-

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ am 3./4. Mai 2000 in Rosenheim. Eingereicht am 30.8.2000, ergänzt am 9.12.2002.

desinventaren, die als Anhänge zu spezifischen Verordnungen konzipiert sind (KÜTTEL 1995b). Die Verordnungen selber stützen sich auf das Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG) ab. Auf diese Weise wurden vom Bundesrat für den Moorschutz drei Verordnungen erlassen, nämlich die Hochmoor-, die Flachmoor- und die Moorland-schaftsverordnung.

In den Verordnungen werden die Objekte bezeichnet. Deren genaue Lage und Ausdehnung werden in Anhängen auf topographischen Karten, in der Regel im Maßstab 1:25.000, festgehalten. Ebenfalls in den Verordnungen werden die Schutzziele festgelegt und die Aufgaben verteilt. Basierend auf den Vorgaben der Verfassung ist insbesondere folgendes gefordert: (Artikel 4 der Hochmoor- und der Flachmoorverordnung):

- die Objekte **müssen** ungeschmälert erhalten werden;
- die standortheimische Pflanzen- und Tierwelt und ihre ökologischen Grundlagen sowie die geomorphologische Eigenart ist zu erhalten und zu fördern;
- in gestörten Bereichen **soll** die Regeneration, soweit es sinnvoll ist, gefördert werden.

Zudem werden die Kantone beauftragt dafür zu sorgen, dass bestehende Beeinträchtigungen von Objekten bei jeder sich bietenden Gelegenheit soweit als möglich rückgängig gemacht werden, der Gebietswasserhaushalt erhalten und, soweit es der Moorregeneration dient, verbessert wird (Artikel 8 respektive Artikel 5 der Hochmoor- und der Flachmoorverordnung).

Moorregeneration ist demnach in der Schweiz nicht ein Thema, über das diskutiert werden kann, sondern es ist klar ein Gesetzesauftrag an die Kantone und den Bund. Allerdings ist der Auftrag etwas eingeschränkt. Die Regeneration muss sinnvoll sein und die Gelegenheit muss sich bieten. Selbstverständlich bleibt dafür ein breiter Interpretationsspielraum.

3. Umsetzung

Gemäß der Bundesverfassung ist einerseits der Natur- und Heimatschutz Aufgabe der Kantone. Andererseits ist der Bund ermächtigt, Vorschriften zum Schutz von Pflanzen und Tieren zu erlassen, für deren Umsetzung aber wiederum die Kantone primär zuständig sind. Zuständig ist der Bund stets bei der Erfüllung seiner eigenen Aufgaben.

Selbstverständlich resultiert aus diesen Bestimmungen und der daraus hervorgehenden Kompetenzverteilung ein gewisses Spannungsfeld. Bundes-Naturschutzbehörden und die Kantone sehen nicht unbedingt alles gleich prioritär. Für Kantone mit vielen und intakten Mooren ist deren Unterschutzstellung wichtiger. Die Regeneration hingegen liegt den Kantonen mit wenigen intakten und vielen drainierten

Mooren generell näher, zumal diese in der Regel auch finanzkräftiger sind. Für Eigeninitiative der Kantone aber auch der Gemeinden oder der Naturschutz-Organisationen ist viel Raum.

Die Rolle des Bundes beschränkt sich nicht allein auf den Erlass von gesetzlichen Vorgaben. Er hat diese Vorgaben auch bei seinen eigenen Tätigkeiten zu berücksichtigen, das heißt, beeinträchtigte Moore auf bundeseigenem Gelände sind ebenfalls zu regenerieren. Dies betrifft vor allem Schiessplätze der Armee in den Voralpen. Daneben unterstützt der Bund die Regenerationsmaßnahmen der Kantone finanziell, indem er abhängig von ihrer Finanzkraft und der Bedeutung des Objektes bis zu 90% der Kosten übernimmt. Für die regionale Volkswirtschaft kann sich das durchaus lohnen, weil durch einen Einsatz von minimal 10% eigenen Mitteln bis zu 90% der Gesamtkosten als Bundesbeitrag in die Region fließen können. Falls Gemeinden, Grundeigentümer oder Naturschutz-Organisationen ein Regenerationsprojekt durchführen möchten, verläuft der Weg, um Beiträge auszulösen, ebenfalls über den Kanton.

Regenerationsmaßnahmen werden ebenfalls durch Beratung gefördert. Die Kantone können auf Kosten des Bundes das Wissen ausgewiesener Ökobüros in einem gewissen Umfang in Anspruch nehmen. Von dieser Gelegenheit wird Gebrauch gemacht. Es ist aber auch festzustellen, dass seit der Annahme der Rothenthurm-Initiative bei vielen kantonalen Fachstellen des Natur- und Landschaftsschutzes durch das Einstellen entsprechenden Personals oder dessen Ausbildung ein gediegenes Fachwissen angesammelt wurde. Zudem wurden verschiedene Praxishilfen veröffentlicht, darunter die Loseblattsammlung *Technische Maßnahmen zur Regeneration von Hochmooren* (LUGON et al. 1998) oder das *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* (BUWAL ab 1992), worin Beiträge zu verschiedenen Themen erscheinen.

Der Bund hat aber nicht nur ein Interesse daran, dass Moore regeneriert werden. Wir sind ebenso sehr an den Resultaten interessiert, einerseits um selber zu lernen, aber auch um die verschiedenen Techniken, sofern sie erfolgreich sind, weiter verbreiten oder verbessern, respektive von weniger erfolgreichen Techniken abraten zu können. Wir gehen davon aus, und sofern wir die Möglichkeit haben, fordern wir auch, dass Regenerationsmaßnahmen zwingend von einer Erfolgskontrolle im Sinne einer Wirkungskontrolle (MAURER & MARTI 1999, BUWAL 2002) begleitet werden.

4. Literatur

BROGGI, M.F. (ed.) 1990:
Inventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung.- EDI/BUWAL, Bern, 52 S.

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2002):
Moore und Moorschutz in der Schweiz.- BUWAL, WSL (Hrsg.), 2 Ordner, Bern, 68 S.

GRÜNIG, A.; L. VETTERLI & O. WILDI (1986):
Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz.- EAFV Be-
richte Nr. 281, 1-58.

BUWAL (ed.) (1992-2002):
Handbuch Moorschutz in der Schweiz.- EDMZ Bern.

HINTERMANN, U. (1992):
Inventar der Moorlandschaften von besonderer Schönheit
und von nationaler Bedeutung.- BUWAL Schriftenreihe
Umwelt 168, 1-164.

KÜTTEL, M. (1995a):
Moorschutz in der Schweiz – Stand und Ziele.- Telma 25,
177-192.

———— (1995b)
Bundesinventare im Natur- und Heimatschutz.- Regio Ba-
siliensis 36, 189-200.

———— (1996):
Mapping of Mires in Switzerland – Starting Point and Re-
sults.- in E. Lappalainen (ed.): Global Peat Resources, In-
ternational Peat Society, p. 145-148.

LUGON, A.S.; S. PEARSON, Y. MATTHEY & P.H.
GROSVERNIER (1998) (und Nachtrag 1999):
Technische Maßnahmen zur Regeneration von Hochmoor-
ren.- BUWAL Reihe Vollzug Umwelt, Bern.

MAURER, R. & F. MARTI (1999):
Begriffsbildung zur Erfolgskontrolle im Natur- und Land-
schaftsschutz.- BUWAL Reihe Vollzug Umwelt, 31 S.

5. Gesetzestexte

SR Systematische Rechtssammlung

Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft
vom 18. April 1999; SR 101.

Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG)
vom 1. Juli 1966; SR 451.

Verordnung über den Schutz der Hoch- und Übergangs-
moore von nationaler Bedeutung (HMG) vom 21. Januar
1991; SR 451.32

Verordnung über den Schutz der Flachmoore von nationa-
ler Bedeutung (FMV) vom 7. September 1994; SR 451.33.

Verordnung über den Schutz der Moorlandschaften von be-
sonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung vom 1.
Mai 1996; SR 451.35

Anschrift des Verfassers:

Meinrad Küttel
Chef Sektion Schutzgebiete
Bundesamt für Umwelt,
Wald und Landschaft (BUWAL)
CH-3003 Bern
e-mail: meinrad.kuettel@buwal.admin.ch

Konsequenzen aus ersten Hochmoor-Regenerationsprojekten im Kanton Zürich:

Konzeption und Umsetzung eines kantonalen Regenerations-Programmes

Roland HAAB* und Xaver JUTZ

Gliederung

1. Erfahrungen und Schlussfolgerungen aus ersten Projekten im Kanton Zürich (1980-96)

- 1.1 Den Einzelprojekten übergeordnete Planungen und Mittelzuweisung
- 1.2 Planung und Projektmanagement auf der Ebene von Einzelprojekten
- 1.3 Inhalt und Umfang von regenerationspezifischen Vor- und Detailuntersuchungen
- 1.4 Planung, Begleitung und Nachkontrolle der baulichen Maßnahmen
- 1.5 Konzeption, Inhalte und Effizienz von Wirkungskontrollen

2. Grundzüge und Inhalte des Hochmoor-Regenerationsprogrammes (seit 1998)

- 2.1 Gegenstand und Zielsetzungen des Regenerationsprogrammes
- 2.2 Gliederung und wichtigste Arbeitsinhalte des Hochmoor-Regenerationsprogrammes
- 2.3 Prioritätenliste für das Hochmoor-Regenerationsprogramm
- 2.4 Grundlagenerhebungen und Massnahmenprojektierung
- 2.5 Erfolgs- und Wirkungskontrollen
- 2.6 Finanzen

Zusammenfassung

1. Erfahrungen und Schlussfolgerungen aus ersten Projekten im Kanton Zürich (1980-96)

Ausgehend vom Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich hat sich die kantonale Naturschutzfachstelle neu organisiert. Nachdem die administrative Leitung von Hochmoor-Regenerationsprojekten zuvor bei verschiedenen Mitarbeitern lag, fiel sie nach der Reorganisation und der Einführung von kantonalen Schwerpunktthemen in die Zuständigkeit von nur noch einer Person. Diese sollte sich künftig vermehrt und intensiver mit den bestehenden und insbesondere auch mit zusätzlichen neuen Regenerationsprojekten auseinandersetzen. Die Fachstelle erteilte aus diesem Anlass den Auftrag, die Erfahrungen aus den ersten 6 Projekten auszuwerten, und daraus Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die geplanten weiteren Projekte darzustellen. Die Beurteilung der ersten Projekte erfolgte nach projektübergreifend miteinander vergleichbaren administrativen, fachlichen und insbesondere auch finanziellen Krite-

rien. Sie beruht auf den in Tabelle 1 zusammengefassten Angaben über die wesentlichsten Inhalte, Merkmale und Kenngrößen der einzelnen Projekte.

Die wesentlichsten Inhalte und Merkmale der Projekte sind – nach Unterkapiteln gegliedert – unten erläutert. Die daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen und Empfehlungen sind, jeweils am Ende der Kapitel, in Rahmen dargestellt. Sie betreffen vor allem die folgenden Aspekte:

- Den Einzelprojekten übergeordnete kantonale Planung und Mittelzuweisung;
- Planung und das Projektmanagement auf Ebene der Einzelprojekte;
- Inhalt und Umfang der regenerationspezifischen Vor- und Detailuntersuchungen;
- Planung, Begleitung und Nachkontrolle der baulichen Maßnahmen;
- Konzeption, Inhalte und Effizienz der Wirkungskontrollen.

1.1 Den Einzelprojekten übergeordnete Planung und Mittelzuweisung

Im Kanton Zürich finden sich 30 Hochmoorobjekte von nationaler Bedeutung, mit einer Hochmoorfläche von insgesamt etwa 50 ha. Alle kantonalzürcherischen Hochmoore sind hydrologisch erheblich beeinträchtigt. Aufgrund des starken Rückgangs, der Seltenheit und insbesondere auch aufgrund der langen Zeitdauer für die Entstehung (und Wiederherstellung) dieser Lebensräume weist das kantonale Naturschutz-Gesamtkonzept Regenerationsmaßnahmen höchste Priorität zu.

Im Zeitraum von 1980 bis 1996 wurden im Kanton Zürich in vier Hochmoorobjekten Regenerationsmaßnahmen abgeschlossen. Zwei weitere Projekte befanden sich zum Zeitpunkt der Beurteilung auf dem Stand von Vorprojekten. Der Gesamtaufwand lag, per Ende 1998, bei sFr. 706.000.-. Davon entfielen sFr. 184.000.- (26 Prozent) auf die Wirkungskontrolle in den vier bereits umgesetzten Projekten. Drei Viertel des Gesamtaufwands für die Wirkungskontrolle entfielen auf ein einziges Regenerationsprojekt, wo bereits seit 10 Jahren umfangreiche jährliche Vegetationsaufnahmen durchgeführt wurden. Dabei

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. November 2002

war abzusehen, dass der Aufwand für die Wirkungskontrolle in den Folgejahren – ohne entsprechende Korrekturen – rasch weiter ansteigen würde, weil die Erhebungen für einzelne Projekte erst begonnen hatten oder umfangreichere Datenauswertungen noch ausstehend waren (vgl. Tab 1).

Den Anlass für die Durchführung eines Regenerationsprojektes bildeten in vier von sechs Projekten hydrologische Eingriffe oder Anfragen von Eigentümern, verwachsene Gräben wieder auszuheben. Die Auswahl der zu regenerierenden Hochmoorobjekte war somit weitgehend zufällig. Dies hatte zur Folge, dass zwei von vier damals bereits realisierten Projekten – gemäss heute zur Verfügung stehenden Planungsgrundlagen – Objekte mit geringer Bedeutung, und insbesondere auch mit moorhydrologisch geringen Erfolgsaussichten betrafen. Die weitgehend zufällige Auswahl der Objekte hatte auch zur Folge, dass die Kosteneffizienz der Projekte sehr unterschiedlich war. Der Aufwand pro wiedervernässte Hektare Hochmoorfläche liegt, für die vier bereits realisierten Projekte, zwischen Fr. 125.000.- im günstigsten und Fr. 650.000.- im ungünstigsten Fall. Die Gründe für diese grosse Kostenspanne liegen in erster Linie bei den objektspezifisch sehr verschiedenen topographischen und moorhydrologischen Ausgangsbedingungen sowie der unterschiedlichen Größe der wiedervernässbaren Hochmoorfläche. Für die erst kürzlich – im Rahmen des heutigen Regenerationsprogrammes – realisierten Regenerationsprojekte liegt der entsprechende Aufwand – trotz umfangreicheren Vor- und Detailuntersuchungen – bei „nur“ noch etwa sFr. 40.000.- bis sFr. 50.000.-.

Schlussfolgerungen

- Hochmoor-Regenerationsprojekte sind im Kanton Zürich finanziell aufwendig. Die flächenbezogenen Wiedervernässungskosten wichen, für die ersten vier Projekte, um das 4- bis 15-fache voneinander ab. Angesichts dieser Verhältnisse kommt dem Erarbeiten einer auf moorhydrologischen Grundlagen und Kosten-/Wirkungsanalysen beruhenden Prioritätenliste bei der Auswahl der noch zu regenerierenden Hochmoorobjekte eine zentrale Bedeutung zu. Im Mittel der von 1980 bis 1996 umgesetzten Projekte lag der Aufwand für die Wiedervernässung von einer Hektare Hochmoorfläche bei rund sFr. 250.000.-. Im Vergleich dazu liegt der entsprechende Aufwand von erst kürzlich, im Rahmen des Regenerationsprogrammes realisierten Vorhaben bei noch etwa sFr. 40.000 bis sFr. 50.000. (Der Grund für die auch im Hochmoor-Regenerationsprogramm noch hohen flächenbezogenen Kosten haben vor allem damit zu tun, dass viele zürcherische Hochmoore auf sehr unterschiedliche Niveaus abgebaut sind, eine hohe Dichte an hydrologischen Beeinträchtigungen und oft maßgebliche Mineralstoffzuflüsse aus dem Umfeld aufweisen. Die erforderlichen Grund-

lagenuntersuchungen und Maßnahmen sind entsprechend komplex).

- Die Erfolgskontrollen für die ersten Projekte beanspruchten einen erheblichen Anteil der Projektkosten. In einem Fall lagen sie – noch bevor der zuständigen Behörde erste Zwischenergebnisse vorlagen – auf einer Höhe, welche die Kosten von Voruntersuchungen und baulichen Maßnahmen bereits deutlich überschritten hatte. Nach 10 Jahren Laufdauer entsprach der in diesem Projekt in Dauerbeobachtungsflächen investierte Betrag bereits der Hälfte der später für die Wirkungskontrolle im gesamten Regenerationsprogramm noch zur Verfügung stehenden Mittel. Die in die Erfolgskontrolle investierten Mittel müssen den Prioritäten der einzelnen Projekte entsprechend zugewiesen werden.

1.2 Planung und Projektmanagement auf der Ebene von Einzelprojekten

Die in Tabelle 1 für die Beurteilung der ersten Regenerationsprojekte zusammen gefassten Ergebnisse zeigen, dass die Aspekte „Projektplanung“ und „-verwaltung“ in einzelnen Projekten vernachlässigt wurden.

Wenn gelegentlich die Auffassung vertreten wird, Projektplanung und -konzeption seien zugunsten von Umsetzungen stärker zurück zu stellen, so mag dies teilweise zutreffen. Die Erfahrungen mit den von 1980 bis 1996 im Kanton Zürich bearbeiteten Projekten – sowie der Vergleich mit aktuellen Projekten des heutigen Regenerationsprogrammes – ergeben hier aber entgegengesetzte Schlussfolgerungen. Es ist wohl kein Zufall, dass gerade in jenem Objekt, mit den geringsten Grundlagenerhebungen und dem geringsten Dokumentationsgrad, eine räumlich stark überdimensionierte Wirkungskontrolle dazu führte, dass es mit Abstand am teuersten war. Im Rahmen des konzeptionell stark strukturierten Hochmoor-Regenerationsprogrammes können heute – trotz höherem Planungsaufwand – inhaltlich anspruchsvollere Projekte, mit vergleichbarer Flächenwirkung, bei wesentlich tieferen Kosten abgeschlossen werden.

Schlussfolgerungen

- Mit Ausnahme von einem erst kurz vor der Beurteilung begonnenen Regenerationsprojekt wiesen die ersten kantonalzürcherischen Projekte in den Aspekten „Projektplanung“ und „-verwaltung“ mehr oder weniger gewichtige Defizite auf. Diese führten, in mindestens 2 Fällen zu deutlichem – und aus heutiger Sicht unnötigem – Mehraufwand und teilweise auch zu qualitativen Einbußen.
- Finanziell aufwendige Projekte sollten erst in Angriff genommen werden, wenn dazu ein durchdachtes, alle wesentlichen Projektinhalte und Kontrollen abdeckendes Konzept mit Arbeitsinhalten und Kostenschätzungen vorliegt – das u.U. von einer fachkundigen Drittperson beurteilt worden ist. Für

Tabelle 1

Vergleichende Übersicht zu den Inhalten, Merkmalen und Kostenfolgen der ersten Hochmoor-Regenerationsprojekte im Kanton Zürich

	Projekt 1	Projekt 2	Projekt 3	Projekt 4	Projekt 5	Projekt 6
Anlass für Regenerationsprojekt	Grabenverweidung	Grabenunterhalt	Förderung Hochmoor	Erweiterung Torfsisch	Schutzverordnung	Schutzzielkonflikte
Hochmoorfläche gemäss Bundesinventar	2,3 ha	0,7 ha	0,1 ha	0,2 ha	3,7 ha	4,0 ha
Grösse der wiedervermässigten Fläche	3 ha	1 ha	0,6 ha	2,3 ha		
Kostenübersicht:						
Gesamtkosten inklusive Wirkungskontrolle: (1)/(2)	287'000.-	169'000.-	65'000.-	26'000.-		
Gesamtkosten ohne Wirkungskontrolle	149'000.-	129'000.-	36'000.-	23'000.-		
- Kosten Vor- und Detailprojekt:	?	54'000.-	14'000.-	18'000.-		
- Kosten Vorprojekt	?	24'000.-	6'000.-	6'000.-	137'000.-	53'000.-
- Kosten Detailprojekt	?	30'000.-	8'000.-	12'000.-		
- Kosten bauliche und begleitende Massnahmen	149'000.-	75'000.-	22'000.-	5'000.-		
- Kosten Wirkungskontrolle: (1)/(2)	138'000.-	40'000.-	29'000.-	3'000.-		
- Kosten hydrologische Wirkungskontrolle (1)	0.-	12'000.-	5'000.-	3'000.-		
- Kosten vegetationskundliche Wirkungskontrolle (2)	138'000.-	28'000.-	24'000.-	0.-		
Vor- und Detailprojekt:						
Planung:						
- Untersuchungskonzept		(x)				x
- Termin- und Ablaufplanung						x
Arbeitsinhalte:						
- Abgrenzung / Wasserhaushalt Einzugsgebiet	*	x		x	x	x
- Nivellements Stauschicht / Bodenoberfläche	*	x	x	(x)*	x	x
- Früherer und aktuelle hydrologischer Eigriffe	(x)	x	x	x	x	x
- Wasserstände und -fließrichtungen im Moor		x	x	x	x	x
- Chemisch-physikalische Analyse Moorwasser		x	x	(x)*		
- Nivellements Hochmoorflächen / Bestimmung Staukoten	(x)	(x)	x	x		x
- Untersuchungen zur genauen Lage von Dämmen/Wehren	(x)	x	x	x		
- Abgrenzung maximaler Wiedervermässigungspereimeter	(x)	x	(x)	x	(x)	x
Wirkungskontrolle (WK):						
Planung:						
- Konzept	(x)	(x)				
- Termin- und Ablaufplanung		x				
Arbeitsinhalte:						
- Hydrologische Wirkungskontrolle		x	x		x	
- Hydrologisch-chemische Wirkungskontrolle		x	(x)			
- Vegetationskundliche Wirkungskontrolle		x	x			
Kosteneffizienz und Leistungen: (1)/(2)	Hagenholz	Hinwil	Rütwald	Gurisee	Torfriet	Chrutzelen
Kosteneffizienz Gesamtprojekt:						
- Kosten pro ha Hochmoorfläche gem. Bundesinventar (inkl. WK)	125'000.-	241'000.-	650'000.-	130'000.-		
- Kosten pro ha wiedervermässigte Fläche (inkl. WK)	96'000.-	169'000.-	108'000.-	11'000.-		
Kostenanteil, Leistungen Vor- und Detailprojekt:						
- Kostenanteil Vor- und Detailprojekt an Gesamtkosten (ohne WK)	< 10 %	42 %	39 %	78 %		
- Anteil bearbeiteter Arbeitsinhalte gemäss Liste Arbeitsinhalte (oben)	38 %	100 %	88 %	88 %	63 %	88 %
Kosteneffizienz bauliche Massnahmen:						
- Anzahl erstellter (anfällig undichter) Wehr- und Dammbauten	3 (2)	5 (0)	1 (0)	0 (0)		
- Kostenanteil Nachbesserung unidichter Dämme an Erstellungskosten	20 %	0 %	0 %	0 %		
Kosteneffizienz, Leistungen Wirkungskontrolle (WK): (1)/(2)						
- Kostenanteil vegetations kundliche WK an Kosten Gesamtprojekt (1)	48 %	17 %	37 %	0 %		
- Kostenanteil hydrologische WK an Gesamtprojekt (1)	keine hydr. WK	7 %	8 %	12 %		
- Kosten WK pro ha wiedervermässigte Fläche (1)/(2)	46'000.-	40'000.-	48'000.-	1'300.-		
- Dauer von Einstau bis Abgabe erster veget.kundl. (hydr.) WK-Resultate	11 Jahre	3 bis 5, (2) Jahre	1, (1) Jahr	(1) Jahr		
Umfang / Kosteneffizienz Dokumentation Resultate:						
- Seitenzahl FNS-Dokumentation zu Resultaten Vor- / Detailprojekt	5	90	60	40	165	ca. 40 (Ende 1998)
- Seitenzahl FNS-Dokumentation zu Resultaten Wirkungskontrolle	0	40	ca.10 (Ende 1998)	6		
- Seitenzahl FNS-Dokumentation pro 10'000.- Projektkosten (inkl. WK)	0,2	8	15	21	12	8

Legende: (1) Kosten hydrologische WK bis Abschluss (inklusive Datenauswertung) (x) Im Rahmen des Projektes im Detail bearbeitet * Bei Projektbeginn lagen Resultate von Drittarbeiten vor
 (2) Kosten vegetationskundl. WK aufgerechnet auf 10 Jahre (ohne Datenauswertung) (x) Im Rahmen des Projektes nur grob bearbeitet

langfristig ausgelegte Wirkungskontrollen soll bereits vor dem Beginn eine Termin- und Ablaufplanung vorliegen. Diese soll vor allem auch darüber Auskunft geben, wann Zwischenergebnisse oder -berichte fällig sind. Die Einhaltung dieser Termine sollte vom Auftraggeber kontrolliert und eingefordert werden.

1.3 Inhalt und Umfang von regenerationspezifischen Vor- und Detailuntersuchungen

Bezüglich den Inhalten und dem Umfang von moorhydrologischen und massnahmenbezogenen Vor- und Detailabklärungen kann kein für jedes Objekt gültiger Standard bezeichnet werden. Je nach Ausgangslage sind im einen Fall diese, im anderen Fall wiederum andere Arbeitsinhalte stärker zu gewichten. Dies ändert allerdings nichts an der Tatsache, dass – zumindest für die stark beeinträchtigten Hochmoore des Kantons Zürich- Vor- und Detailuntersuchungen die folgenden Minimalanforderungen erfüllen sollten (s. auch Tab. 1):

- Abgrenzung des einstigen und aktuellen hydrologischen Einzugsgebietes von Moor- und Hochmoorflächen; Bestimmung der Wasserfließrichtungen im Boden und auf der Bodenoberfläche;
- Räumlich ausreichendes Nivellement/Oberflächenmodell für Bodenoberfläche und Stauschicht im Hochmoor und im näheren Umfeld; Ermittlung von Teileinzugsgebieten innerhalb des Hochmoor-Torfkörpers;
- Erfassung der früheren und heutigen hydrologischen Eingriffe im Einzugsgebiet und im Hochmoor; Beurteilung des Wirkungsbereiches der Eingriffe;
- Erfassung der Wasserstände und Wasserfließrichtungen im Torfkörper und insbesondere im Hochmoor;
- Groberfassung des Kalkgehalts (bzw. der elektr. Leitfähigkeiten) im Moorbodenwasser und Oberflächenwasser – insbesondere an den Ausbreitungsgrenzen der Hoch- und Übergangsmoorvegetation sowie an Graben- und Drainageeinleitungen aus dem angrenzenden Umfeld;
- Topographische und bodenstratigraphische Detailabklärungen zur Bestimmung der Art sowie der optimalen räumlichen Lage und Einbindung von Dämmen, Spundungen und Überläufen; Berechnung von Abflussspitzen bei Starkregen (für die Bemessung von Überläufen);
- Abgrenzung des Wirkungsbereichs der geplanten Wiedervernässungsmaßnahmen.

Die Auswertung der ersten 6 Regenerationsprojekte im Kanton Zürich zeigte, dass die Projekte bezüglich Umfang und Inhalt der Vor- und Detailuntersuchungen weit voneinander abwichen. Die Gründe hierfür lagen nicht – wie zunächst zu vermuten – bei sehr verschiedenen moorhydrologischen Ausgangssituationen, sondern in erster Linie bei den sehr unterschiedlichen und teilweise wenig zielgerichteten Vor-

stellungen und Untersuchungsansätzen der verschiedenen projektierenden Büros.

Während aus heutiger Sicht die projektbezogenen Vor- und Detailabklärungen für das bis anhin aufwendigste Regenerationsprojekt, im Verhältnis zum Gesamtaufwand, deutlich zu tief lagen, und das Projekt die erforderlichen Arbeitsinhalte nicht annähernd abdeckte, trifft für die Vorabklärungen in einem weiteren Projekt – zumindest was den Einsatz der Finanzen für die Voruntersuchungen betrifft - das Gegenteil zu. Obwohl die Untersuchung, mit Stand Ende 1997, einige für Regenerationsmassnahmen zentrale Arbeitsinhalte nicht einschloss, lag der Aufwand für die Vorabklärungen, mit nahezu sFr. 140.000.-, deutlich höher, als in allen übrigen Projekten. Der Grund für die hohen Aufwendungen lag bei einem räumlich allzu weit gefassten, weitgehend geohydrologisch geprägtem Untersuchungsansatz mit sehr aufwendigen und detaillierten Modellierungen des grossräumigen Wasserhaushalts. Die Nacherhebung der wesentlichsten Projektgrundlagen im Rahmen des Hochmoor-Regenerationsprogrammes ergab, dass der Wasserhaushalt des Hochmoors und seines näheren Umfelds praktisch ausschließlich durch die zahlreichen, im engeren Hochmoorumfeld vorhandenen Torfstiche und Gräben bestimmt wird – und von der grossräumigen geohydrologischen Situation weitgehend unabhängig ist. Der Aufwand für diese Nacherhebungen entsprach einem Bruchteil der Kosten der voran gehenden, großräumig ausgelegten Voruntersuchungen. Entsprechende Korrekturen hätten bereits vor Beginn der Untersuchungen, bei der Festlegung von Arbeitsinhalten und -prioritäten erfolgen müssen.

Dass selbst für großflächige und anspruchsvolle Regenerationsprojekte, die wichtigsten moorhydrologischen und maßnahmenspezifischen Untersuchungen mit vergleichsweise geringem Aufwand abgedeckt werden können, zeigte sich an einem der neueren Projekte. Unter ansonsten weitgehend vergleichbaren Voraussetzungen konnten hier alle maßgeblichen Arbeitsinhalte mit nur etwa einem Drittel der Kosten des bisher aufwendigsten Voruntersuchs erhoben werden.

Nebst der Forderung nach inhaltlich ausreichenden und finanziell angemessenen Vor- und Detailabklärungen ist bei Regenerationsprojekten somit v.a. auch darauf zu achten, dass das Untersuchungsnetz in räumlicher Hinsicht nicht über- oder unterbestimmt, und die Erhebungen ausreichend genau sind. Die Genauigkeit der Erhebungen muss den Fragestellungen angepasst sein. Die Ermittlung von Höhenlinien mit Äquidistanzen von 0,5 m – wie in einem der Projekte als Grundlage für die Maßnahmenplanung verwendet – ist für die meisten regenerationspezifischen Fragestellungen zu ungenau. Der Umfang und die Genauigkeit von regenerations-spezifischen Abklärungen kann ausserhalb der Hochmoorflächen mit zunehmender Distanz im allgemei-

nen abnehmen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die Abklärungen Flächen mit einschließen, welche nach erfolgten Wiedervernässungsmaßnahmen mittel- bis langfristig das Potential haben, wieder Hochmoorvegetation zu tragen.

Schlussfolgerungen

- Umfangreiche und fachlich anspruchsvolle Regenerationsprojekte sollten von Fachleuten mit großer Erfahrung geplant und durchgeführt werden – oder von solchen von Anfang an zumindest eng begleitet werden.
- Auf die moorhydrologische Ausgangssituation, mögliche Regenerationsmaßnahmen und das Entwicklungspotential der Hochmoorflächen ausgerichtete Vor- und Detailuntersuchungen sind für die Projektierung von Hochmoor-Regenerationsmaßnahmen im Kanton Zürich unerlässlich. Die wesentlichsten Inhalte solcher Abklärungen sind:
 - Abgrenzung des früheren und heutigen hydrologischen Einzugsgebietes; Bestimmung der Wasserflussrichtungen und Wassereinleitungen aus dem Umfeld ins Hochmoor oder in dessen Randbereiche
 - Räumlich ausreichendes differenziertes Nivellament/Oberflächenmodell für die Mooroberfläche und das nähere Umfeld – unter Einbezug von Flächen mit mittel- bis langfristigem Regenerationspotential (Hochmoor-Potentialflächen); Ermittlung von Teileinzugsgebieten innerhalb des Hochmoor-Torfkörpers (gemäß Oberflächenmodell).
 - Erfassung/Kartierung der hydrologischen Eingriffe im Hochmoor-Torfkörper und im anschließenden Umfeld; Beurteilung des Wirkungsbereichs der Eingriffe;
 - Erfassung der Wasserstände und Wasserflussrichtungen im Torfkörper und insbesondere im Hochmoor und in angrenzenden Hochmoor-Potentialflächen;
 - Erfassung des Kalkgehalts (ggf. auch des Nährstoffgehalts) im Moorbodenwasser und im Oberflächenwasser – insbesondere an den aktuellen Ausbreitungsgrenzen von Hoch- und Übergangsmoorvegetation sowie an Graben- und Drainageeinleitungen aus dem angrenzenden Umfeld;
 - Topographische und bodenstratigraphische Detailabklärungen zur Bestimmung der Art, der optimalen räumlichen Lage und der Einbindung von Dämmen, Spundungen und Überläufen; Berechnung von Abflussspitzen für die Bemessung von Überläufen.
 - Abgrenzung des Wirkungsbereichs der geplanten Wiedervernässungsmaßnahmen.
- Die Anforderungen an die Genauigkeit und die räumliche Repräsentativität der Untersuchungen soll auf die jeweiligen hochmoor- und regenerationspezifischen Bedürfnisse ausgerichtet sein. Eine effiziente und brauchbare Datenerhebung setzt

deshalb voraus, dass die Auftragnehmer diese Anforderungen im Detail kennen – was insbesondere bei Vermessungsarbeiten durch Vermessungsbüros oder moorhydrologischen Untersuchungen durch Ingenieure oder Geohydrologen des öfteren nicht voraus gesetzt werden kann.

1.4 Planung, Begleitung und Nachkontrolle der baulichen Maßnahmen

Wasser hat, bei kleinräumig ausreichender Potentialdifferenz, nicht nur an der Oberfläche sondern auch im Innern von Torfkörpern eine große Kraft, sich Abflusswege freizuspülen und diese mit der Zeit zu erodieren. Dies gilt insbesondere für oberflächlich stark abgetrocknete Torfkörper in denen Wurzel- und Tiergänge das Ausspülen von neuen Abflusswegen begünstigen. Mittels Detailabklärungen im nähere Umfeld der Maßnahmenstandorte (s. auch Kap. 1.3) und einer auf die wasserbaulichen Probleme ausgerichteten Planung von Bauwerken und Staueinrichtungen können umflossene, hinterspülte oder gar erodierte Bauwerke und Torfkörper weitgehend – und auch langfristig – vermieden werden. Dabei ist wesentlich, dass der bauliche Aufwand – insbesondere Art, Anordnung, Bemessung und Einbindung der Bauwerke in den Torfkörper oder den mineralischen Untergrund – auf die an den Maßnahmenstandorten teilweise sehr unterschiedlichen wasserbaulichen und hydraulischen Bedingungen ausgerichtet werden. Die Anlage von in gleichmäßigen Abständen wiederholten, stets gleich dimensionierten Bauwerken ist oft Ausdruck einer wenig auf die moorhydrologischen und hydraulischen Verhältnisse ausgerichteten Projektierung. Sie ist nur dort sinnvoll und effizient, wo entlang von Entwässerungslinien dieselben Bedingungen vorliegen.

Die Erfahrungen aus den ersten Regenerationsprojekten im Kanton Zürich – und die im Rahmen des Regenerationsprogrammes umgesetzten Maßnahmen – haben gezeigt, dass sich um-, unter- oder gar weggespülte Staueinrichtungen weitgehend vermeiden liessen. In ersten Projekt allerdings mussten an zwei von drei Maßnahmenstandorten die Dämme erweitert oder neu aufgebaut werden, weil sie um- oder unterflossen worden sind. Im selben Objekt mussten auch die Überläufe der Staueinrichtungen ausgetauscht und neu bemessen werden. Sie waren verstopfungsanfällig hatten eine für Spitzenabflüssen zu geringe Ableitungskapazität, so dass die oberströmig liegenden Hochmoorflächen während längeren Zeiträumen stark überstaut waren. Dass in diesem Projekt für Voruntersuchungen, und insbesondere für maßnahmenbezogene Detailuntersuchungen, ein sehr geringer Aufwand geleistet wurde, ist ein weiterer deutlicher Hinweis darauf, dass solche Abklärungen meist erforderlich sind und sich sowohl hinsichtlich Effizienz, als auch Effektivität lohnen. Obwohl ein Teil der Arbeiten als Garantieleistung erbracht wurde, liegt der Zusatzaufwand für die diversen baulichen Nachbesserungen und die zugehörigen Abklärungen

in diesem Objekt heute bei über sFr. 40.000.-, was etwa der Hälfte der ursprünglichen Bausumme entspricht.

Eine enge Baubegleitung und zunächst häufigere – später nur noch sporadische Nachkontrollen – können eine umsichtige Bauwerksplanung zwar nicht ersetzen, sie bieten aber oft Gewähr, dass für Bauwerke oder Moorflächen ungünstige Zustände noch rechtzeitig erkannt und ausgebessert werden können.

Mehr oder weniger regelmässige Nachkontrollen haben in allen kantonalzürcherischen Regenerationsprojekten seit 1980 statt gefunden. Ihre Ergebnisse haben in einem Projekt zu erheblichen Nachbesserungen (s. oben), und in einem anderen zur Stabilisierung einer Grabenböschung geführt. Dieser relativ bescheidene Nachbesserungsbedarf beruht auf einer insgesamt relativ aufwendigen und umsichtigen Planung der Bauwerke und insbesondere auch darauf, dass der überwiegende Teil der realisierten Staueinrichtungen regulierbare Überläufe aufweist. Aufgrund von suboptimalen Staukoten erforderliche bauliche Anpassungen entfallen deshalb weitgehend.

Schlussfolgerungen

- Baubegleitung und Nachkontrollen können eine umsichtige, moorhydrologische und wasserbauliche Aspekte ausreichend berücksichtigende Maßnahmen- und Bauwerksplanung nicht ersetzen. Wo diese nicht – oder nur unzureichend – berücksichtigt sind, können Nachbesserungen und Projektoptimierungen rasch erhebliche Anteile der ursprünglichen Bausumme beanspruchen.
- Mängel oder Optimierungsmöglichkeiten an Bauwerken und Staueinrichtungen fallen teilweise erst nach längeren Zeiträumen an, oder können u.U. dann erst erkannt werden. Regelmässige Nachkontrollen sollten deshalb Bestandteil jedes Regenerationsprojektes bilden. Sie ermöglichen, ungeeignete Zustände an den Bauwerken und allenfalls auch Gefährdungen für die Flora und Fauna eventuell noch rechtzeitig zu korrigieren.
- Nachträglich oft noch erforderliche Anpassungen an den Staukoten können nur dort einfach, und ohne zusätzlichen baulichen Aufwand realisiert werden, wo Staueinrichtungen mit regulierbaren Überläufen projektiert wurden. Solche Einrichtungen eignen sich vor allem für Standorte mit großflächigem hydrologischen Wirkungsbereich.
- Nachkontrollen sollen in einer ersten Phase nach dem Bau noch vergleichsweise häufig erfolgen, damit bereits bei mittlerer Wasserführung oder bei mittleren Wasserständen anfallende Probleme rasch erkannt und behoben werden können. In einer zweiten Phase können sie sich auf Begehungen während oder unmittelbar nach Spitzenabflüssen oder ausserordentlich hohen Wasserständen beschränken. Solche Verhältnisse sollten vor allem auch in der ersten Phase nach der Bauausführung nicht ausgelassen werden. Für die Grobbeurteilung

der Abdichtungswirkung von Bauwerken sind auch Begehungen in Trockenperioden massgeblich.

1.5 Konzeption, Inhalte und Effizienz von Wirkungskontrollen

Die ersten im Kanton Zürich für Regenerationsmassnahmen durchgeführten Wirkungskontrollen wichen bezüglich Inhalten, Umfang und Methodik teilweise stark voneinander ab. Zum Zeitpunkt der Beurteilung (1998) wiesen sie auch bezüglich ihrer Laufdauer deutliche Unterschiede auf. Während die Untersuchungen im einen Objekt bereits 10 Jahre liefen, hatten sie in anderen Objekten erst zwei Jahre zuvor begonnen.

Von den 4 Projekten mit 1998 bereits abgeschlossenen Massnahmen, wiesen deren 2 sowohl vegetationskundliche wie auch hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrollen auf. In je einem Projekt wurde entweder nur eine vegetationskundliche oder aber eine hydrologische Wirkungskontrolle durchgeführt. In den beiden damals noch nicht umgesetzten Regenerationsprojekten waren Erstaufnahmen für eine hydrologische und wasserchemische, wie auch eine vegetationskundliche Wirkungskontrolle im Gang, oder sie standen kurz bevor.

Die in Tabelle 1 dargestellten Ergebnisse aus der vergleichenden Beurteilung der Wirkungskontrollen zeigen, dass vegetationskundliche Wirkungskontrollen bereits nach kurzer Laufdauer erhebliche Anteile der Projektkosten beanspruchen können. In der aufwendigsten vegetationskundlichen Wirkungskontrolle lagen die durchschnittlichen jährlichen Kosten bei sFr. 14.000.-. Über die damalige Laufzeit hochgerechnet ergaben sich Kosten annähernd Fr. 140.000.-, wobei in dieser Summe der Aufwand für die damals noch ausstehende Datenauswertung und die Berichterstattung noch nicht enthalten waren. Im Vergleich dazu, lagen die auf 10 Jahre hochgerechneten Kosten für die vegetationskundlichen Wirkungskontrollen in den beiden anderen Projekten betragsmässig zwar deutlich tiefer. Mit Bezug zur Größe der wiedervernässten Flächen aber ergaben sich für die vegetationskundlichen Wirkungskontrollen in allen 3 Projekten ähnlich hohe Kosten, von zwischen sFr. 30.000 und sFr. 50.000 pro Hektare. Diese Beträge liegen flächenbezogen etwa im Bereich dessen, was im Rahmen des Hochmoor-Regenerationsprogrammes heute für Untersuchungen, bauliche Massnahmen und Wirkungskontrolle zusammen aufgewendet wird. Allein die teuerste vegetationskundliche Wirkungskontrolle hatte nach einer Laufdauer von 10 Jahren einen Kostenstand erreicht, der in etwa dem Wirkungskontrolle-Gesamtbudget des Regenerationsprogrammes entspricht. Als erste Konsequenz aus den beschriebenen Verhältnissen musste die Periodizität der Erhebungen in den entsprechenden Projekten stark zurückgefahren werden. Darüber hinaus war offensichtlich, dass aufgrund der hohen Diskrepanzen zwischen

vegetationskundlichen und hydrologischen Wirkungskontrollen (vgl. unten) sich im Hinblick auf die Konzeption der Wirkungskontrolle für die künftigen Projekte sich Fragen nach der Bedeutung und der Mittelaufteilung für die verschiedenen Wirkungskontrolle-Inhalte stellen, und die Ziele und Methoden der vegetationskundlichen Wirkungskontrolle kritisch zu hinterfragen waren.

Im Vergleich zu den vegetationskundlichen Wirkungskontrollen lag der Aufwand für hydrologische und einfache wasserchemische Wirkungskontrollen um ein Mehrfaches tiefer. Bei Gesamtkosten von, je nach Objekt, zwischen sFr. 3.000.- und sFr. 12.000.- konnten bis 1997 in drei Objekten die hydrologischen und wasserchemischen Wirkungskontrollen bereits ein bis zwei Jahre nach erfolgten Maßnahmen abgeschlossen werden.

Weitere Vorzüge von hydrologischen Wirkungskontrollen ergeben sich daraus, dass bei gezielter Messstellenanlage die Ergebnisse der hydrologischen Erstaufnahmen nicht nur Grundlage für die hydrologische Wirkungskontrolle sondern auch Grundlage für die Maßnahmenprojektierung, Bauwerks- und Qualitätskontrolle sind. So konnten in einem Teil der bisherigen Projekte mit den hydrologischen Wirkungskontrolle-Daten vor Maßnahmenrealisation die Wirkungsbreiten und -tiefen von Gräben und Torfstichen, wie auch Gebietswasserbilanzen berechnet werden. Unmittelbar nach der Umsetzung von baulichen Maßnahmen dienten die fortgesetzten Aufzeichnungen u. a. der schrittweisen Optimierung von Stauknoten an regulierbaren Überläufen, zur Überprüfung der Dichte von Bauwerken und Staueinrichtungen sowie zur Ermittlung der Gefährdungen durch unbeabsichtigt langfristigen oder starken Überstau von wertvollen Flächen oder Einzelstandorten. Letzteres setzt den Einsatz von kontinuierlich aufzeichnenden, automatischen Messpegeln und das Vorliegen von genauen Oberflächenmodellen voraus.

Ein letzter, wesentlicher Vorteil von hydrologischen und wasserchemischen Wirkungskontrollen besteht darin, dass mit der Aufzeichnung von Wasserständen und Abflüssen diejenigen Einflussgrößen beobachtet werden, welche mit Regenerationsmaßnahmen direkt beeinflusst werden können. Weil sie auf Maßnahmen und veränderte Stauknoten meist rasch und eindeutig reagieren – und ihre Auswirkungen auf die Vegetation zumindest in qualitativer Hinsicht relativ gut abgeschätzt werden können – eignen sie sich auch für die Früherkennung und Abschätzung von erwünschten oder unerwünschten Veränderungen in den Standortverhältnissen oder der Vegetation.

Vegetationskundliche Wirkungskontrollen machen im oben erläuterten Zusammenhang vor allem dann wenig Sinn, wenn – wie in einem zürcherischen Regenerationsprojekt – das Ergebnis aufwändiger Vegetationsaufnahmen und Auswertungen letztendlich hauptsächlich darin besteht, dass mittels Zeigerwert-

analysen Standortveränderungen nachgewiesen werden. Solche Aussagen können, wesentlich genauer, rascher und deutlich günstiger mittels Wasserstands-, pH- oder Leitfähigkeitsmessungen beigebracht werden. Zu beachten ist hierbei, dass bei der Konzeption von vegetationskundlichen Wirkungskontrollen oft die Aufnahmen, und weniger die Auswertung derselben, im Zentrum der methodischen Überlegungen steht. Dies führt, insbesondere im Falle von Erhebungen mit Deckungsklassen, in der Auswertungsphase dazu, dass – ob zunächst beabsichtigt oder nicht – auf Zeigerwertanalysen ausgewichen werden muss, weil die Auswertung von Datensätzen mit Deckungsklassen auf der Ebene von Einzelarten und Artengruppen Ergebnisse liefert, welche quantitativ kaum interpretierbar und räumlich meist wenig repräsentativ sind (vgl. Kap. 2.5).

Die vorangehenden Erläuterungen sollen nicht zum Schluss verleiten, eine vegetationskundliche Wirkungskontrolle sei für Hochmoor-Regenerationsmaßnahmen nicht erwünscht oder nicht sinnvoll. Das Ziel solcher Wirkungskontrollen sollte aber vor allem darin bestehen, den mittel- bis langfristigen Erfolg der Regenerationsmaßnahmen im Hinblick auf ihr eigentliches Ziel, nämlich die Ausbreitung von hochmoortypischen Arten – und insbesondere von Torfmoosen – zu überprüfen. Dies gilt insbesondere dort, wo die Wiederausbreitung oder der Zusammenschluss von zuvor getrennten Torfmoosdecken für die Wiederherstellung der hydrologischen Funktionen eines Hochmoores eine besondere Bedeutung haben. Die Langfristigkeit dieser Aufgabe setzt voraus, dass sich der Aufwand für die Erhebungen in vertretbarem Rahmen hält. Dies bedeutet, dass die zugehörigen Erhebungen oft nur in größeren zeitlichen Abständen wiederholt werden können. Ausnahmen hierzu sind vor allem dort angezeigt, wo besonders seltene Arten staubedingten Gefährdungen ausgesetzt sind.

Die in vegetationskundlichen Erhebungen allgegenwärtigen Deckungsschätzungen in Dauerflächen eignen sich für die wesentlichsten Fragestellungen von vegetationskundlichen Wirkungskontrollen in Hochmooren nur beschränkt:

- Für die Überwachung des Zustands von sehr seltenen Arten ergeben populationsbiologische (z. B. demographische) Untersuchungsansätze raschere und präzisere Ergebnisse.
- Im Zusammenhang mit Beobachtungen zur räumlichen Ausbreitung von hochmoortypischen Arten ist, bei kleinflächigen Dauerbeobachtungsflächen die räumliche Repräsentativität des Stichprobenplanes bei noch vertretbarem Aufwand oft zu gering. Bei Aufnahmen in grösseren Beobachtungsflächen stellen sich rasch Probleme im Zusammenhang mit der Genauigkeit der Aufnahmen – insbesondere im Zusammenhang mit Deckungsschätzungen sowie der Ansprache und Schätzung der Torfmoosarten. Bei Datensätzen mit Deckungsklassen kommen, in

der Auswertung und v.a. auch bei der Interpretation der Ergebnisse die bereits weiter oben erläuterten methodischen Schwierigkeiten hinzu.

Aufgrund der oben erwähnten methodischen und praktischen Schwierigkeiten wurden für die vegetationskundliche Wirkungskontrolle im Rahmen des Hochmoor-Regenerationsprogrammes verschiedene Erhebungs- und Auswertungsmethoden evaluiert und teilweise auch vergleichend getestet. Die Vegetationsaufnahmen für die Wirkungskontrolle erfolgen in allen neueren Regenerationsprojekten im Kanton Zürich nach einem großflächig ausgelegten und ergänzten Punkt-Quadrat-Aufnahmeverfahren. Die Aufnahme- und Auswertungsmethodik für dieses Verfahren erfolgt durchgehend nach statistischen Kriterien und erfordert keine Transformationen. Dies hat zur Folge, dass die Methode, bei räumlich hoher Repräsentativität und vergleichsweise geringem Aufwand, arten- und artengruppenbezogene Veränderungen mit Pflanzenbestand der Aufnahme- oder eines Teils derselben – statistisch gut abgesichert und mit vergleichsweise hoher Genauigkeit erfassen kann. Dies gilt für die Gefäßpflanzenarten ebenso, wie für die Torfmoosarten. Mit Kosten von rund sFr. 4.000.- pro Hektare wiedervernässter Fläche liegt der Aufwand für die vegetationskundliche Wirkungskontrolle im Regenerationsprogramm – inklusive Zwischenbewertung und -bericht – um ein Vielfaches tiefer als in den ersten kantonalzürcherischen Projekten. Detailliertere inhaltliche und methodisch-technische Erläuterungen zur vegetationskundlichen Wirkungskontrolle im Hochmoor-Regenerationsprogramm finden sich in Kapitel 2.5.

Schlussfolgerungen

- Hydrologische und (einfache) wasserchemische Wirkungskontrollen zusammen, sind im Vergleich zu herkömmlichen vegetationskundlichen Wirkungskontrollen um ein Mehrfaches günstiger und im Hinblick auf die Früherfassung von standörtlichen Veränderungen wesentlich aussagekräftiger als diese. Die meisten für das Projekt maßgeblichen moorhydrologischen Fragestellungen können mittels hydrologischer und wasserchemischer Wirkungskontrollen in der Regel meist bereits nach wenigen Monaten bis spätestens einem Jahr nach Wiedervernässung beantwortet werden. Zur Früherkennung von unerwünschten staubedingten Veränderungen und für die Projektsteuerung – z.B. bei schrittweisem Anstau an regulierbaren Überläufen – sind hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrollen vegetationskundlichen Wirkungskontrollen vorzuziehen. Dies auch deshalb, weil mit hydrologischen und wasserchemischen Wirkungskontrollen diejenigen Größen beobachtet werden, welche mit baulichen Maßnahmen auch direkt beeinflusst werden können.
- Vegetationskundliche (zoologische) Wirkungskontrollen sind dann unerlässlich, wenn auch das eigentliche Ziel der Regenerationsmaßnahmen,

die Entwicklung oder das von typischen Hochmoorarten oder Hochmoorvegetation überwacht werden soll oder wenn besonders seltene Arten überwacht werden sollen. Vegetationskundliche Wirkungskontrolle-Erhebungen, welche darauf ausgelegt sind, mittels Zeigerwertanalysen Veränderungen in den Standortverhältnissen aufzuzeigen, ergeben wenig Sinn, weil die in Hochmooren maßgeblichen Standortfaktoren „Nässe“ und „Azidität“ genauer, kostengünstiger und schneller durch hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrollen erhoben werden können. Vegetationskundliche Wirkungskontrollen sollten langfristig ausgelegt sein. Sie sind vor allem für Flächen wichtig, auf denen die Wiederausbreitung von Torfmoosen (Hochmoorvegetation) von langfristig großer moorhydrologischer Bedeutung ist – so z.B., wo ein Zusammenschluss von hydrologisch voneinander getrennten Hochmoorbereichen angestrebt wird oder die Wiederausdehnung der Hochmoorgrundfläche von hydrologisch großer Bedeutung ist. Zwischenberichte für aufwändigere vegetationskundliche Wirkungskontrollen sollten, zur Kostenoptimierung, auch Aussagen zur räumlich-zeitlichen Verbesserung des Stichprobenplanes enthalten. Dies setzt eine auf Änderungen entsprechend flexible und robuste Erhebungsmethodik voraus.

- Für die Überwachung von staubedingt gefährdeten, besonders seltenen Arten sind populationsbiologische Ansätze vegetationskundlichen Aufnahmen vorzuziehen, weil sie i. d. R. raschere und zuverlässigere Aussagen zur Zustandsentwicklung der Bestände liefern. Für stärker standortsgebundene Arten kann das maßnahmenbedingte Gefährdungspotential oft bereits mit topographischen oder moorhydrologischen Voruntersuchungen eingegrenzt oder genauer bezeichnet werden.
- Falls die Wirkung von Hochmoor-Regenerationsmaßnahmen kontrolliert werden soll, stellt die Durchführung einer hydrologischen und einer einfachen wasserchemischen Wirkungskontrolle eine Mindestforderung dar. Für die wasserchemische Wirkungskontrolle eignen sich Messungen der elektr. Leitfähigkeiten i.a. besser als pH-Messungen, weil bei tiefem pH im Wasser von Hochmooren oft starke Driften und wenig reproduzierbare Messergebnisse auftreten.
- Die vegetationskundlichen Wirkungskontrollen für die ersten kantonalzürcherischen Regenerationsprojekte wurden an 1m²-Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt. Die Aufnahmen erfolgten teilweise mittels Schätzung von Deckungsklassen. Die Erhebung von Deckungsklassen beschränkt die Zugänglichkeit der Daten für statistisch starke Analysen wesentlich. Spätestens dann, wenn es darum geht, über einzelne und insbesondere mehrere Einzelflächen hinweg nicht nur nachzuweisen, ob sich in den Flächen Veränderungen ergeben haben oder nicht, sondern das Ausmaß dieser Verän-

derungen auf Artenebene quantifiziert werden sollen, ergeben sich in der statistischen Analyse schwer wiegende Probleme. Diese führen i. a. dazu, dass die Aufnahmedaten indiziert, bzw. transformiert werden müssen (z. B. Umrechnung in Zeigerwerte). Nebst dem damit einhergehenden Informationsverlust und Schwierigkeiten bei der Interpretation der Ergebnisse können Veränderungen in den Standortverhältnissen wesentlich genauer, rascher und kostengünstiger mit hydrologischen und wasserchemischen Messungen beigebracht werden können. Für die Wirkungskontrolle sollten die Rohdaten deshalb unbedingt klassenfrei – vorzugsweise auch schätzungsfrei – erhoben werden. Dies auch dann, wenn den Schätzwerten eine hohe Ungenauigkeiten zugrunde liegt. Weitere Schwierigkeiten ergaben sich bei einigermaßen beschränktem Budget auch hinsichtlich der räumlichen Repräsentativität der Ergebnisse sowie bei der Aufrechnung der arten- und artengruppenbezogenen Deckungswerten über die Gesamtheit der Dauerbeobachtungsflächen in einem Gebiet oder einer größeren Untersuchungsfläche.

- Die räumlich und zeitlich (zu) dichten Stichprobenpläne für die ersten kantonalzürcherischen Wirkungskontrollen haben zu unverhältnismäßig hohen Kosten geführt. Diese lagen, über eine Laufdauer von 10 Jahren hochgerechnet, und ohne Einbezug von Kosten für Auswertungen und Zwischenberichte, zwischen sFr. 30.000.- und sFr. 40.000.- pro Hektare wiedervernässtes Moor. Diese Untersuchungen mussten aus Kostengründen zwischenzeitlich stark zurück gefahren werden. Allein die teuerste dieser früheren Wirkungskontrollen hatte nach 10 Jahren einen Kostenstand erreicht, der in etwa dem heutigen Wirkungskontrolle-Gesamtbudget des Hochmoor-Regenerationsprogrammes entspricht.
- Die oben für vegetationskundliche Wirkungskontrollen an Dauerbeobachtungsflächen beschriebenen methodischen und finanziellen Unzulänglichkeiten haben dazu geführt, dass im Rahmen des heutigen Regenerationsprogrammes deutlich unterschiedliche Stichprobenpläne sowie grundsätzlich andere Erhebungs- und Auswertungsmethoden angewendet werden. Statt jährlicher bis zweijährlicher Erhebungen erfolgen Aufnahmen noch alle 10 Jahre, nach einem modifizierten und ergänzten Punkt-Quadrat-Aufnahmeverfahren. Dieses erlaubt, bei relativ geringem Aufwand, eine räumlich hohe Repräsentativität, eine hohe Zugänglichkeit der Rohdaten für statistisch starke Auswertungsverfahren sowie relativ genaue, statistisch gut abgesicherte Aussagen auch auf der Ebene von Einzelarten und Artengruppen. Und dies nicht nur für die Gefäßpflanzen, sondern ebenso verlässlich auch für die im Feld schwer anzusprechenden Torfmoosarten. Im Vergleich mit den ersten vegetationskundlichen Wirkungskontrollen liegen die

Kosten der heutigen Aufnahmemethodik – inklusive Zwischenauswertung – flächenbezogen rund 10 mal tiefer als früher.

2. Grundzüge und Inhalte des Hochmoor-Regenerationsprogrammes (seit 1998)

Das vorliegende Kapitel soll eine Übersicht zur Konzeption und zu den wesentlichsten Inhalten des Hochmoor-Regenerationsprogrammes geben. Administrative, vor allem die Kosteneffizienz der kantonalen Regenerationsprojekte vor und nach Lancieren des Programmes betreffende Argumente, sind im vorangehenden Kapitel 1 dargestellt.

2.1 Gegenstand und Zielsetzungen des Regenerationsprogrammes

Gegenstand des Regenerationsprogrammes bilden alle 30 Hochmoorobjekte im Kanton Zürich. Die Mehrheit dieser Gebiete weist durch Entwässerung, Torfabbau und noch heute teilweise intensive landwirtschaftliche Nutzung im hydrologischen Einzugsgebiet der Moore erhebliche hydrologische und wasserchemische Beeinträchtigungen auf. Eine Wiederausbreitung von Hochmoorvegetation findet unter den erwähnten Umständen kaum mehr statt. Die Gesetzgebung des Bundes verpflichtet die Kantone, den Wasserhaushalt in den Hochmooren wieder herzustellen und die Moorregeneration zu fördern. Das von der Regierung festgesetzte Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich gibt dem Hochmoorschutz – und insbesondere auch den Hochmoorregenerationen – höchste Priorität.

Die Gesamtfläche der im Kanton noch vorhandenen Hochmoore beträgt rund 50 Hektaren. Weitere 215 Hektaren Hochmoorumfeld liegen teilweise auf abgetorften Hochmooren. Auch diese Flächen weisen ein mittel- bis langfristig teilweise gutes Regenerationspotential auf.

Der Kanton Zürich hat in ersten Hochmoorobjekten bereits vor dem Erlass von entsprechenden Bundesbestimmungen erste Regenerationsprojekte in Angriff genommen. Die administrativen und fachlichen Erfahrungen mit diesen Projekten sind im Kapitel 1 zusammengefasst. Mit dem Hochmoor-Regenerationsprogramm beabsichtigt der Kanton bis 2007, auf der Grundlage dieser Erfahrungen, 10 bis 15 weitere Hochmoorobjekte zu regenerieren. Auf fachlicher Ebene besteht kurz- bis mittelfristig das wesentlichste Ziel in der Wiederherstellung von hydrologischen und wasserchemischen Bedingungen, welche das Wachstum, bzw. die Wiederausbreitung von Hochmoorvegetation und insbesondere von hochmoortypischen Torfmoosrasen ermöglichen. Mittel- bis langfristig ist das wesentlichste Ziel die Vermehrung und Wiederausbreitung von hochmoorcharakteristischen Pflanzen- und Tierarten. Auf administrativer Ebene liegen die wichtigsten Ziele bei fachlich zwar fundierten und nachhaltig wirksamen, aber möglichst zielgerichteten und kosteneffizienten Regenerations-

projekten. Entsprechend den Erfahrungen, dass die Komplexität der Projekte in fachlicher und organisatorischer Hinsicht hoch ist, setzte dies ein standardisiertes, auf Prioritäten ausgerichtetes und mittels Kontrollinstrumenten gut abgesichertes Vorgehen voraus. Auf der fachlichen Ebene bedeutete dies vor allem, dass zielgerichteten und moorhydrologischen und regenerationsspezifischen Grundlagenerhebungen und Wirkungskontrollen im Regenerationsprogramm eine zentrale Bedeutung zukommt (vgl. Kap. 1).

2.2 Gliederung und wichtigste Arbeitsinhalte des Hochmoor-Regenerationsprogrammes

Phase 1: Grundlagenbeschaffung und -auswertung; Erstellung konzeptioneller Grundlagen

Die erste Phase des Programmes diente auf administrativer Ebene der Projektvorbereitung und der Evaluation und der Standardisierung von geeigneten Führungs- und Kontrollinstrumenten. Im Rahmen der Projektvorbereitung wurden die wichtigsten Phasen und Meilensteine des Programmes sowie die zugehörigen, Vorgehens-, Zeit- und Finanzpläne erstellt.

Auf fachlicher Ebene wurden in der ersten Programmphase die Erfahrungen mit bereits abgeschlossenen und laufenden Regenerationsprojekten ausgewertet, die vorhandenen Grundlagen zusammengestellt und die konzeptionellen Grundlagen für die Erfolgskontrolle und das Erarbeiten einer Prioritätenliste erarbeitet. Die Prioritätenliste soll – abgestützt auf vorhandene Grundlagen sowie moorhydrologische und maßnahmenspezifische Gebietsbeurteilungen – die Prioritäten der noch zu regenerierenden Objekte bezeichnen (s. unten).

Wichtigste Arbeiten in der 1. Phase (1998-1999):

- Projektvorbereitung und Projektbeschreib für das Regenerationsprogramm – mit Angaben zu Zielen, Inhalten, Vorgehen, Phasengliederung, Zeitplan, Zuständigkeiten und Finanzen.
- Festsetzung von standardisierten Führungs- und Kontrollinstrumenten, insbesondere Vorlagen für Sitzungsprotokolle, Pendenzenlisten, Projektjournal, Terminplanung, Finanzkontrollen und Berichterstattung – mit monatlicher, vierteljährlicher oder jährlicher Nachführung.
- Befragungen, Auswertungen und Berichtserstellung über die Erfahrungen mit den bisherigen Regenerationsprojekten – mit Schlussfolgerungen und Vorschlägen für das Regenerationsprogramm sowie schrittweiser Integration von laufenden Projekten und Wirkungskontrollen ins Regenerationsprogramm.
- Auswahl und Beschaffung von maßgeblichen Grundlagen für alle Objekte – insbesondere von objektbezogener Literatur, Quellen und Daten zum objektspezifischen Vorkommen von Rote Liste-Arten, historischen und aktuellen Karten und Luftbildern sowie Meliorationsplänen. Erstellung eines Berichts mit objektspezifischen rezenten und aktuellen Artenlisten und Standortangaben

für alle bekannten Rote Liste Vorkommen in den kantonalzürcherischen Hochmooren – inkl. artspezifischen Angaben zum Gefährdungspotential bei Vernässungsmaßnahmen.

- Erstellung und Festsetzung der konzeptionellen und methodischen Grundlagen für die Erfolgskontrolle und Wirkungskontrolle, insbesondere des Erfolgskontrolle-Gesamtkonzepts; Detailkonzepte für die hydrologische, wasserchemische und vegetationskundliche Wirkungskontrolle - mit Stichproben-, Zeit- und Finanzplänen sowie quantifizierten Wirkungskontrollzielen und Vorlage für die objektspezifischen Betriebshefte.

Phase 2: Methodenevaluation und Erstellung der „Prioritätenliste“ Hochmoorregeneration; Evaluation und Festsetzung der Arbeitsinhalte für die 3. Phase

Das Ziel der zweiten Phase des Regenerationsprogrammes bestand zum Einen in der Erstellung einer – v.a. auf moorhydrologischen und maßnahmenspezifischen Beurteilungen basierenden – Liste mit klassifizierten Angaben bezüglich der Effizienz von Regenerationsmaßnahmen in den verschiedenen Objekten (und Teilobjekten). Darüber hinaus wurden die methodischen und inhaltlichen Aspekte für die Detailabklärungen in der 3. Phase evaluiert und bereinigt.

Wichtigste Arbeiten in der 2. Phase (1999):

- Ausarbeitung eines Pflichtenheft-Entwurfs über die Arbeitsinhalte der Feldabklärungen und -beurteilungen für die Prioritätenliste.
- Anwendung des Pflichtenheft-Entwurfs in zwei charakteristischen Testhochmooren.
- Erarbeiten der Auswertungsmethodik, Überarbeitung und Festsetzung des Pflichtenheftes gemäß Ergebnissen an den Testobjekten.
- Feldbegehungen und -beurteilungen gemäß Pflichtenheft; Auswertung von Feldbegehungen und vorhandenen Grundlagen, Erstellung und Festsetzung von Prioritätenlisten, zugehörigem allgemeinen Bericht sowie objektspezifischen Berichten für alle Hochmoorobjekte und Teilobjekte. Besprechung der Ergebnisse mit den früheren Gebietsbetreuern.
- Grundlagen- und Methodenevaluation für die 3. Phase des Regenerationsprogrammes; Erarbeiten und Festsetzung des zugehörigen Pflichtenheftes für die Detailuntersuchungen und Auswertungen zur Planung der Regenerationsmaßnahmen in den Einzelobjekten – gemäß Erfahrungen aus den früheren kantonalzürcherischen Projekten sowie aufgrund der fachspezifischen Literatur und Erfahrungen des Auftragnehmers aus weiteren Projekten.

Phase 3: Moorhydrologische und regenerationsspezifische Grundlagen- und Detailuntersuchung; Maßnahmenplanung und -realisation

In der 3. Phase des Regenerationsprogrammes, werden seit 2000 – schrittweise und gemäß Prioritätenliste (s. Phase 2) – in den einzelnen Objekten detaillierte moorhydrologische und maßnahmenspezifische

Grundlagen- und Detailuntersuchungen durchgeführt. Auf der Grundlage dieser Untersuchungen werden anschließend die Regenerationsmaßnahmen geplant, betroffenen Behörden und Grundeigentümern unterbreitet und baulich umgesetzt. Detailuntersuchungen, Maßnahmenplanung und bauliche Umsetzungen laufen jeweils in mehreren Objekten parallel oder zeitlich leicht versetzt, wobei die zugehörigen Wirkungskontrolle-Erhebungen und die Nachkontrolle der baulichen Maßnahmen integrierter Bestandteil des Projektablaufs bilden. Die Wirkungskontrolle-Ersterhebungen finden im Rahmen der moorhydrologischen und maßnahmenspezifischen Detailuntersuchungen statt, wobei die Stichprobenpläne für die hydrologischen und wasserchemischen Untersuchungen in zeitlich-räumlicher Hinsicht gezielt darauf ausgerichtet sind, dass sie sowohl die Anforderungen bezüglich Maßnahmenplanung, wie auch diejenigen im Zusammenhang mit der Wirkungskontrolle erfüllen.

Wichtigste Arbeiten in der 3. Phase (2000-2007) – für jedes Einzelprojekt:

- Sichtung und CAD-gestützte, überlagernde Auswertung der vorhandenen Grundlagen – insbesondere objektbezogene Daten gemäß Bericht zu den Rote Liste-Arten (vgl. Phase 1), alte und aktuelle Karten und Luftbilder, objektbezogene Literatur, Meliorationspläne sowie Grundlagen aus den Abklärungen für die Prioritätenliste (vgl. 2. Phase).
- Feldbegehung und -beurteilung im Hinblick auf die Erstellung von Projektvorbereitung und Untersuchungskonzept für die Detailabklärungen; Verifikation der Ergebnisse aus der Grundlagenauswertung.
- Erarbeiten von moorhydrologischen Modellvorstellungen über den aktuellen und den künftigen Moorwasserhaushalt; teilflächenbezogene Abschätzung von Regenerationsbedarf, Erfolgsaussichten und teilflächenbezogenen Prioritäten.
- Erstellung der objektbezogenen Projektvorbereitung gemäß standardisierter Vorlage – mit folgenden Inhalten: Fachliche Problemanalyse, Beschrieb von Aufgabenstellung und räumlicher Abgrenzung, Definition von Wirkungs-, Verfahrens- und Umsetzungszielen, Erstellung des objektbezogenen Zeit- und Finanzplanes, Festlegung der Projektgliederung (Etappierung) und Definition der Meilensteine; Vorgehen beim Einbezug von Betroffenen und der Öffentlichkeit; Definition von Form, Inhalten und objektspezifischen Zielen der Wirkungskontrolle.
- Ausarbeitung des Untersuchungskonzepts für die moorhydrologischen und maßnahmenbezogenen Grundlagen- und Detailuntersuchungen – mit Bezeichnung der Untersuchungsinhalte, räumlicher Abgrenzung für die einzelnen Untersuchungen, Messstellenanordnung (Stichprobenplan) und Angaben zur Intensität der Erhebungen.
- Durchführung der Grundlagen- und Detailabklärungen sowie – als Bestandteil derselben (oder pa-

rallel dazu) – Ersterhebungen für die hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrolle (und in prioritären Objekten auch für die vegetationskundliche Wirkungskontrolle).

- Auswertung und Berichterstattung über die Untersuchungsergebnisse der Grundlagen- und Detailabklärungen – mit maßnahmenbezogenen Schlussfolgerungen für die Projektierung der baulichen Maßnahmen.
- Information der betroffenen Grundeigentümer und Amtsstellen
- Ausarbeitung und Auflage von Bauplänen und Baubeschreib
- Umsetzung der baulichen Maßnahmen, Baubegleitung und -abnahme
- Nachkontrollen für die baulichen Einrichtungen sowie Weiterführung/Folgerhebungen für die hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrolle.
- Berichterstattung über die Ergebnisse der hydrologischen und wasserchemischen Wirkungskontrolle (1 mal jährlich objektbezogen in schriftlicher Form, nach standardisierter Vorlage).
- Zweiterhebungen für die vegetationskundliche Wirkungskontrolle – i. d. R. 10 Jahre nach Realisierung der baulichen Maßnahmen.

2.3 Prioritätenliste für das Hochmoor-Regenerationsprogramm

Die Idee, nach ersten eher „zufällig“ in Angriff genommenen Regenerationsprojekten, künftige Projekte gezielt nach ihren Erfolgsaussichten und ihrer Effizienz durchzuführen, ist ein zentrales Merkmal des Hochmoor-Regenerationsprogrammes. So nahe liegend diese Idee im Grundsatz auch ist, so anspruchsvoll ist ihre Umsetzung in der Praxis. Wesentlich dabei ist, dass bei der Priorisierung der Projekte in erster Linie die moorhydrologisch und maßnahmenspezifisch relevanten Eigenschaften eines in Frage kommenden Objektes im Vordergrund stehen. Die Bedeutung eines Schutzgebietes, die Besitzverhältnisse oder beispielsweise auch die Dichte des Grabensystems sind zwar Faktoren, welche bei der Umsetzung von Regenerationsprojekten eine Rolle spielen können, aus naturschutzfachlicher Sicht aber sind sie im Zusammenhang mit der Erstellung einer Prioritätenliste für möglichst effiziente Regenerationsprojekte nicht ausschlaggebend, bzw. unzureichend. Dies bedeutet nicht, dass solche Faktoren bei der Beurteilung und Planung von Regenerationsprojekten unberücksichtigt bleiben sollten, aber sie dürfen nicht Entscheidungskriterien für Maßnahmen sein, deren Effizienz weitgehend von den hydrologischen und topographischen Eigenschaften in den verschiedenen Gebieten und Teilgebieten abhängen.

Das Ziel der Prioritätenliste des Hochmoor-Regenerationsprogrammes war es deshalb, mit einfachen Grundlagenauswertungen und halb- bis ganztägigen Feldbeurteilungen die zur Frage stehenden Hochmoorobjekte und -flächen im Hinblick auf ihr mittel-

bis langfristiges Regenerationspotential, den Maßnahmenbedarf und die Kosten der erforderlichen Maßnahmen so zu klassifizieren, dass die eingesetzten Mittel naturschutzfachlich und langfristig am besten investiert sind. Die Entwicklung und Berücksichtigung von Modellvorstellungen über die künftige objektspezifische Entwicklung der einzelnen Objekte, bildete einen weiteren maßgeblichen Aspekt bei der objektübergreifenden Auswertungen für die Prioritätenliste. Konkret bedeutet dies, dass bei der Priorisierung Hochmoorobjekte mit maßnahmenbedingt guten Aussichten auf Wiederausbreitung oder Zusammenschluss von Hochmoorvegetation, Objekten mit diesbezüglich beschränktem Entwicklungspotential – unter ansonsten ähnlichen Voraussetzungen – vorgezogen wurden. Letztendlich sind in die Prioritätenliste dieselben Merkmale eingeflossen, welche auch bei der Festsetzung von Prioritäten für die verschiedenen Maßnahmenstandorte in einem einzelnen Objekt zum Tragen kommen.

Vor der Erstellung der Prioritätenliste wurden für 2 charakteristische zürcherische Hochmoore die objektübergreifend vorhandenen, und für die Aufgabenstellung allenfalls maßgeblichen Grundlagen ausgewertet. Die Ergebnisse der Auswertung wurden in Feldbegehungen verifiziert und gemäß zuvor erstelltem Pflichtenheft ergänzt. Die daran anschließenden CAD-gestützten Testauswertung von Grundlagendaten und Ergebnissen aus den Feldbegehungen zielten darauf, im Hinblick auf den Volldurchgang an allen Objekten: a) den optimalen Satz an Grundlagen zu bestimmen, b) das Pflichtenheft für die Feldbeurteilung auf das Wesentliche zu reduzieren, sowie c) den Bewertungsschlüssel für die vergleichende Auswertung zu erarbeiten.

Die vergleichenden Grundlagen- und Feldabklärungen, die letztendlich zur Prioritätenliste führten, hatten die folgenden Inhalte:

- Bestand an besonders seltenen oder charakteristischen Pflanzen- und Tierarten, gemäß vorhandenen Artenlisten – bezüglich seltenen Arten ergänzt mit einem Index für eine allfällige Gefährdung bei Wasserstandserhöhung.
- Punktuelle Nivellements und Beurteilungen zur Topographie der Mooroberfläche an moorhydrologisch und maßnahmenspezifisch maßgeblichen Stellen – im Hochmoor selbst, sowie im näheren (und teilweise auch weiteren) Hochmoorumfeld.
- Abgrenzung und Beeinträchtigungsgrad von Wassereinzugsgebieten und -teileinzugsgebieten im Hochmoor selbst sowie in seinem Umfeld.
- Moorhydrologisch maßgebliche Merkmale des vorhandenen Grabensystems, inkl. Angaben zur Wasserqualität (Mineralstoff-/Nährstoffgehalte).
- Lage, Ausdehnung und Zustand von Hochmoorvegetation sowie des Torfkörpers.
- Grobbeurteilung von Maßnahmenstandorten, -dimensionen und Bauweisen.

- Bestimmung von Hochmoor-Potentialflächen mit maßnahmenbedingt, mittel- bis langfristig guten Aussichten für die Wiederausbreitung von Torfmoosdecken und Hochmoorvegetation.

Die oben erwähnten Grundlagen wurden für jedes Hochmoorobjekt ausgewertet. Zielgrößen der Auswertung waren die in der Tabelle 2 aufgeführten, teilweise indexierten „Nebenfaktoren“, aus denen in einem zweiten Schritt die jeweils zugehörigen „Hauptfaktoren“ berechnet wurden. Diese Hauptgrößen sind, in den Bewertungsschlüssel eingeflossen. Die auf diese Weise entstandene Prioritätenliste wurde dem „subjektiven“ Gesamteindruck gegenübergestellt und entsprechend noch leicht korrigiert (vgl. Tab. 2).

Die oben dargestellten Abklärungen und Auswertungen haben sich insofern bewährt, als die Durchschnittskosten pro Hektare wiedervernässtes Hochmoor, im Vergleich zu den früheren Projekten, stark verringert werden konnten. Es ist jedoch zu beachten, dass je nach fachlichen, rechtlichen oder naturschutzpolitischen Gegebenheiten in anderen Regionen oder Ländern andere, oder zusätzlich weitere Faktoren bei der Priorisierung von Projekten eine maßgebliche Rolle spielen können. Falls, wie im Ausland teilweise üblich, grössere Flächenanteile der zu regenerierenden Hochmoore für diesen Zweck angekauft werden müssen, dürfte dies oft ein finanziell entscheidender Faktor sein, welcher in der Prioritätenliste ausreichend berücksichtigt werden müsste.

2.4 Grundlagenerhebungen und Maßnahmenprojektierung

Bauliche Massnahmen für Hochmoorregenerationen sind in der Regel aufwendig. Für die tief, und oft auf verschiedene Niveaus abgetragenen und oft auch Mineralwassereinflüssen ausgesetzten kantonalzürcherischen Hochmoore, gilt dies in besonderem Maße. Weil die Maßnahmen überdies in Lebensräumen realisiert werden, welche sehr lange Entwicklungszeiten haben, müssen sie langfristig ausgelegt sein. Die Erfahrungen mit den ersten Regenerationsprojekten im Kanton Zürich haben gezeigt, dass Projekte mit nur ungenügenden oder inhaltlich wenig zielgerichteten Grundlagenabklärungen zu erheblichen Mängeln bei der Realisierung der Maßnahmen führten oder geführt hätten – und erhebliche Mehrkosten verursachten.

Nebst den oben erwähnten Umständen, sprechen aber vor allem fachliche Gründe für – je nach Objekt und Ausgangssituation – mehr oder weniger umfangreiche Grundlagenerhebungen. Diese sollten in den meisten Fällen zumindest aus einer moorhydrologischen und vegetationskundlichen Zustandsbewertung sowie einem ausreichend detailliert erhobenen Oberflächenmodell bestehen. Weil das Ziel der Regenerationsmaßnahmen darin besteht, den Wasserhaushalt von Hochmooren – und nicht von Einzelgräben, Torfstichen oder ihren Randbereichen – so weit wie möglich zu optimieren, müssen die Maßnahmen sowohl in Bezug auf ihre Wirkung in den umliegen-

Tabelle 2

Übersicht über die wichtigsten Kriterien bei der Beurteilung von objektbezogenen Prioritäten für Hochmoor-Regenerationsprojekte im Kanton Zürich

Nebenfaktoren	Hauptfaktoren (berechnet aus Nebenfaktoren)
<ul style="list-style-type: none"> • Größe der wiedervernässbaren Fläche • Wiedervernässungsbedarf • Potential für Wiedervernässungsmaßnahmen im Hochmoor, am Hochmoorrand und in Potentialflächen • Ausmaß der möglichen Wasserstandsanhhebung • Ausmaß der Höhendifferenzen innerhalb der wiedervernässbaren Flächen • Regenerationspotential gemäß wasserchemischen Voraussetzungen, bzw. möglichen Lenkungsmaßnahmen im Hochmoor, am Hochmoorrand und in Potentialflächen • Mittel der langjährigen örtlichen Niederschlagssumme 	<p>Regenerationsaussichten für die Hochmoor-Kernflächen und die Hochmoor-Potentialflächen</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Kostenschätzung für maßnahmenbezogene Vor- und Detailuntersuchungen • Schätzung der Baukosten 	<p>Kosten für Planung und Bau von Wiedervernässungsmaßnahmen</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Summe der negativen Punkte für seltene Arten mit erwarteter positiver Entwicklung bei Wiedervernässung • Summe der positiven Punkte für seltene Arten mit erwarteter negativer Entwicklung bei Wiedervernässung 	<p>Punktesumme für die Entwicklungsaussichten von besonders seltenen Arten bei Wiedervernässung</p>

den Hochmoorflächen, als auch in Bezug auf ihre Wirkung im Gesamtmoor geplant und umgesetzt werden. Dabei ist für viele beeinträchtigte Hochmoore wesentlich, dass die Maßnahmen nicht nur darauf abzielen, den aktuellen Zustand des Hochmoores zu verbessern, sondern – aus dem Verständnis über die Grundlagen der bisherigen und künftigen moorhydrologischen Entwicklung – die Maßnahmen so zu planen, dass das Hochmoor mittel- bis langfristig und möglichst grossflächig wieder „Wachstumspotential“ aufweist. Eine solche, auf das Gesamtmoor und die künftige hydrologische Entwicklung des Gebietes ausgerichtete Maßnahmenplanung unterscheidet sich hinsichtlich Maßnahmenstandorten, Stauhöhen, Prioritäten und Bauweise in der Regel deutlich von Planungen, die in erster Linie auf den Verschluss von vorhandenen Gräben und Torfstichen abzielen. Die Konsequenz von Maßnahmen, die in erster Linie dem vorhandenen Entwässerungssystem und nicht dem aktuellen und künftigen hydrologischen Entwicklungspotential des Gesamtmoores gelten, äußern sich in der Praxis häufig darin, dass:

- Der bauliche Aufwand an den einzelnen Maßnahmenstandorten sich in erster Linie an der Mächtigkeit der vorhandenen Gräben und Torfstiche, und nicht an der hydrologischen Bedeutung des Standorts für die Optimierung des Wasserhaushalts im Hochmoor – oder zumindest in größeren Teilflächen desselben – orientiert.
- Die Maßnahmen, unabhängig davon, ob sie an Standorten mit hydraulisch sehr durchlässigen oder wenig durchlässigen Torfen, oder auf Abschnitten mit sehr geringem oder größerem (Druck-) Gefälle realisiert werden, in gleicher Bauweise, Dimensionierung und Einbindung aneinander gereiht werden, obwohl eine, auf die hydraulischen

schen Gegebenheiten ausgerichtete Projektierung eine bessere Wirkung bei oft geringerem Aufwand zur Folge hätte.

- Die Staukoten an Gräben und Torfstichen in zentralen oder zentrumsnahen Hochmoorbereichen aufgrund von Sackungen und Erosion an den Randbereichen zu tief liegen, und als Folge davon:
 - a) die beidseitig der Entwässerungslinie hydrologisch voneinander isolierten oberflächennahen Torfschichten nicht zu einer hydrologisch funktionalen Einheit verbunden werden;
 - b) die Möglichkeiten, ursprünglich vorhandene und hydrologisch teilweise maßgebliche, diffuse Oberflächenabflüsse und Wasserrücklagen in lokalen Mulden und Senken zu erwirken, nicht ausgeschöpft oder nicht in Betracht gezogen werden;
 - c) die Stauziele für die Hochmoorflächen im weniger oder nicht gesackten Umfeld der Entwässerungslinien nicht ausreichend sind – und aufgrund von teilweise relativ starken Abflüssen und Erosion eine Torfakkumulation über die zu tiefen Staukoten hinaus nicht stattfinden kann, und die Stauziele in den Hochmoorflächen deshalb auch nicht langfristig, über Torfakkumulation, erreicht werden können.

Aus den erwähnten Gründen werden im Rahmen des kantonalzürcherischen Hochmoor-Regenerationsprogrammes vergleichsweise aufwendige Grundlagen- und Detailuntersuchungen durchgeführt (s. Kap. 1.3). Diese erfolgen, gemäß Pflichtenheft, nach weitgehend standardisierten Inhalten und Prioritäten. Oberstes Ziel dieser Untersuchungen ist, den aktuellen moorhydrologischen Zustand zu erfassen und diesen – ausgehend von hydraulischen Modellen – mittels Stau- und Wasserlenkungsmaßnahmen dahingehend zu beeinflussen, dass für die mittel- bis langfristige Hochmoor-

entwicklung möglichst optimale hydrologische Voraussetzungen geschaffen werden. Darauf abgestützt werden, anhand der erhobenen Grundlagen, die für die Zielerreichung erforderlichen Staukoten, Wirkungsbereiche sowie ihre Prioritäten im Zusammenhang mit der Optimierung des Wasserhaushalts im Gesamtmoor festgelegt. Daran anschließend werden anhand von vorwiegend topographischen und bodenstratigraphischen Detailuntersuchungen die genauen Maßnahmenstandorte, die Art der baulichen Maßnahmen und ihre Dimensionierung bestimmt. Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen aus diesen Abklärungen finden in den zugehörigen Bauplänen und -beschrieben ihren Ausdruck.

Entsprechend den teilweise unterschiedlichen moorhydrologischen Zielsetzungen, Prioritäten und Voraussetzungen wurden im Rahmen des Hochmoor-Regenerationsprogrammes bezüglich Bauweise und Material bisher recht unterschiedliche bauliche Lösungen umgesetzt. Dabei kommt auch dem Aspekt der langfristigen Beständigkeit der Bauwerke, eine wesentliche Bedeutung zu.

Die Abbildungen 1-6 geben am Beispiel eines Projektes einen groben Überblick über den Projekttablauf zwischen Grundlagenerhebungen und Umsetzung der baulichen Maßnahmen:

2.5 Erfolgs- und Wirkungskontrollen

Erfolgs- und Wirkungskontrollen haben im Hochmoor-Regenerationsprogramm eine wichtige Bedeutung. Sie erfolgen sowohl auf administrativer, wie auch auf fachlicher Ebene und ermöglichen es, die zeitlichen, finanziellen, inhaltlichen und fachlichen Ziele der einzelnen Projekte und des Gesamtprogrammes zu kontrollieren – und vor allem auch zu steuern. Weil das Regenerationsprogramm eine Zeitspanne von 10 Jahren und zeitlich gestaffelte Einzelprojekte abdeckt, fließen die Erkenntnisse aus den Erfolgs- und Wirkungskontrollen kontinuierlich und ohne Informationsverlust in die noch laufenden und die anstehenden Projekte ein.

Die wichtigsten Instrumente der administrativen Erfolgskontrolle sind bereits in Kapitel 2.2 (Phase 1) dargestellt. Sie werden hier nicht weiter erläutert.

Auf der fachlichen Ebene besteht die Erfolgskontrolle aus einem abiotischen und einem biotischen Teil. Die abiotische Wirkungskontrolle beinhaltet Aufzeichnungen zu den Wasserständen und zur Wasserchemie (Mineralstoff-, bzw. Kalziumgehalte). Die biotische Wirkungskontrolle beinhaltet floristische Erhebungen. Weil in den zürcherischen Hochmooren keine bekannten, nur auf diese Lebensräume beschränkten Tierarten mehr vorkommen, stehen zoologische Wirkungskontrollen objektweise nur dann zur Diskussion, wenn besonders seltene Tierarten vorkommen, und ihre Bestände von den Maßnahmen

beeinträchtigt werden könnten. Dasselbe gilt auch für besonders seltene Pflanzenarten.

Die wichtigsten Zielsetzungen der fachlichen Wirkungskontrollen sind, je nach Inhalt der Erhebungen, unterschiedlich:

- Die abiotische Wirkungskontrolle (Wasserstände, Wasserchemie) dient der Früherkennung von unerwünschten Veränderungen, der Projektsteuerung und Umsetzungskontrolle nach erfolgten Maßnahmen (z.B. Feineinstellung der Staukoten an den – teilweise regulierbaren – Staueinrichtungen oder Überprüfung der Dichtigkeit von Staumaßnahmen) sowie der Erfolgskontrolle für die unmittelbar mit den Maßnahmen beeinflussten, und für die Hochmoorvegetation maßgeblichen Standortparameter.
- Die vegetationskundliche Wirkungskontrolle ist langfristig ausgelegt. Sie soll die mittel- bis langfristigen Auswirkungen und den Erfolg der Regenerationsmaßnahmen auf die bestehenden Hochmoorflächen einerseits, sowie die künftig sich wieder zu Hochmoorflächen entwickelnden Potentialflächen andererseits, überwachen.
- Die Wirkungsziele werden für jedes Regenerationsprojekt und für die Hochmoor- und Potentialflächen jedes Objekts, in zugehörigen Wirkungskontrolle-Betriebsheften beschrieben, räumlich bezeichnet und quantifiziert. Die Wirkungskontrolle-Betriebshefte enthalten darüber hinaus alle wesentlichen Angaben zum objekt- und flächenbezogenen Stichprobenplan und den Erhebungsmethoden.

Die oben erläuterten Grundzüge der Erfolgskontrolle für das Hochmoor-Regenerationsprogramm haben ihre Grundlage in den Schlussfolgerungen aus den ersten kantonalzürcherischen Regenerationsprojekten (vgl. Kap. 1.5). Aufgrund der Tatsache, dass die Wirkungskontrolle für die ersten vier Projekte Ende 1997 bereits einen Kostenstand erreicht hatte, welcher das Wirkungskontrolle-Gesamtbudget des Regenerationsprogrammes weit übertraf, war abzusehen, dass diese bezüglich Zielsetzungen, Inhalten, Methoden und Prioritäten stark gestrafft und optimiert werden musste. Die Konzeption der Wirkungskontrolle beanspruchte deshalb ausreichend Zeit, damit sie schrittweise erarbeitet, hinterfragt und überarbeitet werden konnte. Das Ergebnis dieser Arbeiten liegt in Form eines Wirkungskontrolle-Gesamtkonzepts sowie von Wirkungskontrolle-Detailkonzepten für die vegetationskundliche, die hydrologische und die wasserchemische Wirkungskontrolle vor.

Im Vergleich zu den früheren Projekten, in welchen die Inhalte und v.a. auch die Stichprobenpläne und die Methodik weitgehend von den Projektverantwortlichen abhängig war, erfolgt die Wirkungskontrolle im Regenerationsprogramm heute nach standardisierten Vorgaben. Die Ergebnisse sind deshalb

über die einzelnen Projekte hinweg vergleichbar. Dies erleichtert die Interpretation der Ergebnisse und ergibt einen Mehrwert an Informationen und Erkenntnissen über grundlegende Fragestellungen im Zusammenhang mit Regenerationsprojekten.

Hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrolle (abiotische Wirkungskontrolle)

Im Gegensatz zu den früheren Wirkungskontrollen, werden im Hochmoor-Regenerationsprogramm anteilmäßig größere Mittel in die hydrologische und wasserchemische Wirkungskontrolle investiert. Hydrologische Wirkungskontrollen werden für alle Einzelprojekte, die im Rahmen des Regenerationsprogrammes durchgeführt werden, ausgeführt. Die zugehörigen Ersterhebungen sind in die moorhydrologische Grundlagenerhebung integriert – was bei der Anlage der Stichprobenpläne bereits auf der Stufe der Voruntersuchungen berücksichtigt werden muss.

Die zeitlich-räumlichen Aspekte der hydrologischen und wasserchemischen Folgeerhebungen werden, gezielter als früher, auf die wesentlichsten Wirkungsziele und den Zeitraum unmittelbar nach der baulichen Umsetzung der Maßnahmen konzentriert. Dies bedeutet, dass in den Folgeerhebungen nur noch jene Standorte erhoben werden, welche – entsprechend den Ergebnissen aus den Grundlagenerhebungen und gemäß Maßnahmenplanung – für den Wasserhaushalt und die Wasserchemie im Wirkungsbereich der Maßnahmen für das Hochmoor maßgeblich sind. Die hydrologischen und wasserchemischen Folgeerhebungen, werden i. a. in den ersten Monaten unmittelbar nach der Umsetzung der baulichen Maßnahmen oder – bei allmählichem, schrittweisem Anstau – kurz vor Erreichen der prognostizierten optimalen Staukote am intensivsten betrieben. Für die hydrologische – und neulich auch die wasserchemische Wirkungskontrolle – werden, an besonders wichtigen Standorten, zunehmend auch automatisch aufzeichnende Druck- und Leitfähigkeits-Messsonden eingesetzt. Die Ergebnisse der hydrologischen und wasserchemischen Wirkungskontrolle werden im Anschluss an die baulichen Maßnahmen zunächst in kürzeren, dann allmählich längeren Zeiträumen ausgewertet, und die weiteren Erhebungen den Ergebnissen entsprechend angepasst. Dies führt im Verlaufe der Zeit zu einem schrittweisen Rückbau von Messstellen und zur Verringerung der Messgänge.

Die bisherigen Projekte haben gezeigt, dass die meisten Fragestellungen der hydrologischen und wasserchemischen Wirkungskontrollen bereits nach wenigen Monaten, bis spätestens etwa 1 Jahr nach Maßnahmenumsetzung oder Anstau auf optimale Staukoten beantwortet, und die Wirkungskontrolle-Erhebungen in zeitlich-räumlicher Hinsicht damit stark eingeschränkt werden können. Fragestellungen im Zusammenhang mit ausserordentlichen Witterungsbedingungen, insbesondere die Erfassung von Höchstwasserständen und -abflüssen, erfordern i. d. R. aber deutlich länge-

re Beobachtungszeiträume. Solche Fragestellungen werden – je nach ihrer Bedeutung im Projekt – teilweise auch mit mehrjährigen, Beobachtungsreihen und dem Einsatz von automatisch registrierenden Messgeräten angegangen.

Vegetationskundliche Wirkungskontrolle

Aufgrund des für das Hochmoor-Regenerationsprogrammes viel zu hohen Mittelbedarfs für die vegetationskundlichen Wirkungskontrollen in den ersten kantonalzürcherischen Regenerationsprojekten (vgl. Kap. 1.5) sowie auch aufgrund von inhaltlichen und methodischen Unzulänglichkeiten bei der Datenauswertung und Interpretation, wurde die vegetationskundliche Wirkungskontrolle für das Hochmoor-Regenerationsprogramm grundlegend überdacht und umgestaltet.

Der in den ersten Projekten teilweise noch verfolgte Ansatz, die Wirkung und den Erfolg der Regenerationsmaßnahmen – auch im Sinne einer Früherkennung – vorwiegend oder allein mittels vegetationskundlichen Erhebungen zu ermitteln, wurde im Regenerationsprogramm nicht weiter verfolgt. Die Früherkennung von unerwünschten Veränderungen erfolgt im Regenerationsprogramm mittels hydrologischer und wasserchemischer Wirkungskontrollen (s. oben). Weil diese Wirkungskontrollen die für die Hochmoorentwicklung maßgeblichsten Standortfaktoren abdeckt, war in der Methodenevaluation für die vegetationskundliche Wirkungskontrolle im Regenerationsprogramm wesentlich, dass diese gut abgesicherte, quantitative Aussagen zu Veränderungen im Artengefüge der Aufnahmeflächen liefert – und nicht etwa Aussagen zu zeigerwertgestützten Veränderungen in den Standortfaktoren. So nahe liegend diese Anforderung ist, in Bezug auf die Evaluation von geeigneten Aufnahmeflächen hatte sie einschneidende Konsequenzen, weil die in vegetationskundlichen Wirkungskontrollen üblicherweise angewendeten Aufnahmeverfahren, mit Schätzung von Deckungsklassen, diesen Anforderungen nicht genügen. Weil sich Aufnahmen mit artbezogenen Deckungsklassen über mehrere Beobachtungsflächen nicht vernünftig aufsummieren lassen, führt die Auswertung solcher Datensätze lediglich zu Aussagen darüber, ob die Deckungswerte einer bestimmten Art, über alle Aufnahmeflächen betrachtet, zu- oder abgenommen haben, oder ob sie sich nicht verändert haben (Vorzeichentest, Vorzeichenrangtest). Welche Deckung die Art zum Zeitpunkt der Erstaufnahme in den einzelnen Beobachtungsflächen hatte, ist genau so wenig bekannt, wie das Ausmaß der Deckungsänderung zwischen Erst- und Folgeaufnahme(n). In der Praxis führen diese methodischen Unzulänglichkeiten meist dazu, dass die Aufnahmen für die Anwendung von ergiebigeren statistischen Verfahren mit Zeigerwerten transformiert werden – was in der vegetationskundlichen Wirkungskontrolle für das Hochmoor-Regenerationsprogramm vermieden werden sollte (s. oben) – und abgesehen von besseren Ver-

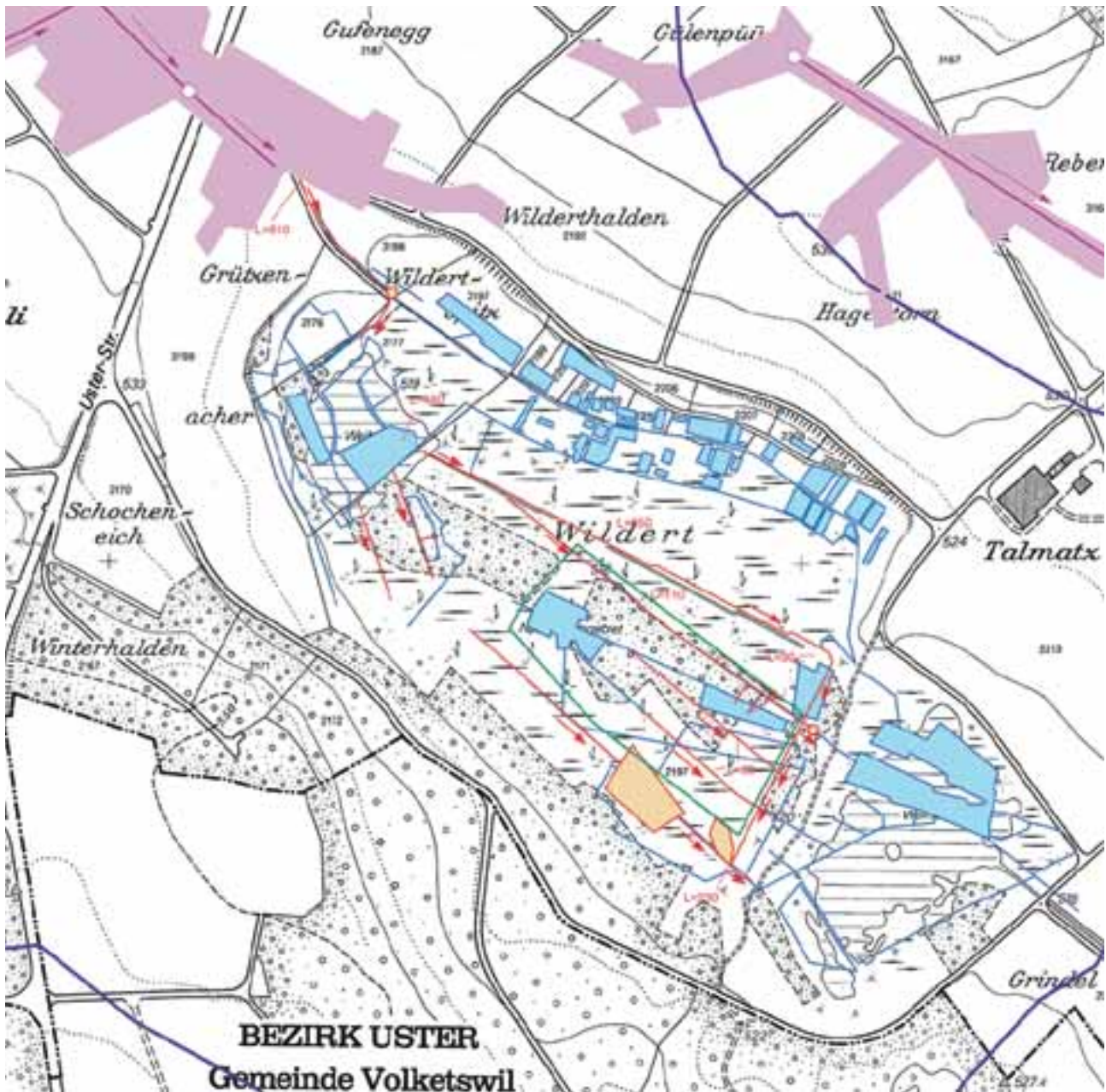


Abbildung 1

Regenerationsprojekt „Wildert“: Darstellung der raumbezogenen Ergebnisse aus der Auswertung von vorhandenen Grundlagen und Feldverifikation (Teilplan „Hydrologie“):

Basierend auf alten Luftbildern aus den 30er- und 40er-Jahren, historischen Karten (ab 1850), Meliorationsplänen (Drainagen) und Höhenlinien mit Äqidistanzen von 5 bis 10 m wurden im CAD:

- a) das Einzugsgebiet abgegrenzt (dunkelblaue Linien – durch Abbildung nur randlich teilweise abgedeckt);
- b) innerhalb des Einzugsgebietes die drainierten Flächen, Drainage-Hauptleitungen und Fließrichtungen kartiert (violette Strukturen);
- c) aus alten Luftbildern und historischen Karten (frühere) Gewässer, Gräben, Torfabbauflächen, -weiher und -kanten kartiert (blaue Strukturen);
- d) und anhand von Feldbegehungen der aus a) bis c) hervorgegangene Grundlagenplan verifiziert, ergänzt (z.B. Leitfähigkeitsmessungen, Kartierung Hochmoor-Potentialflächen) und überarbeitet (rote Strukturen; L = elektr. Leitfähigkeiten, Hochmoor-Potentialfläche = grün abgegrenzte Fläche).

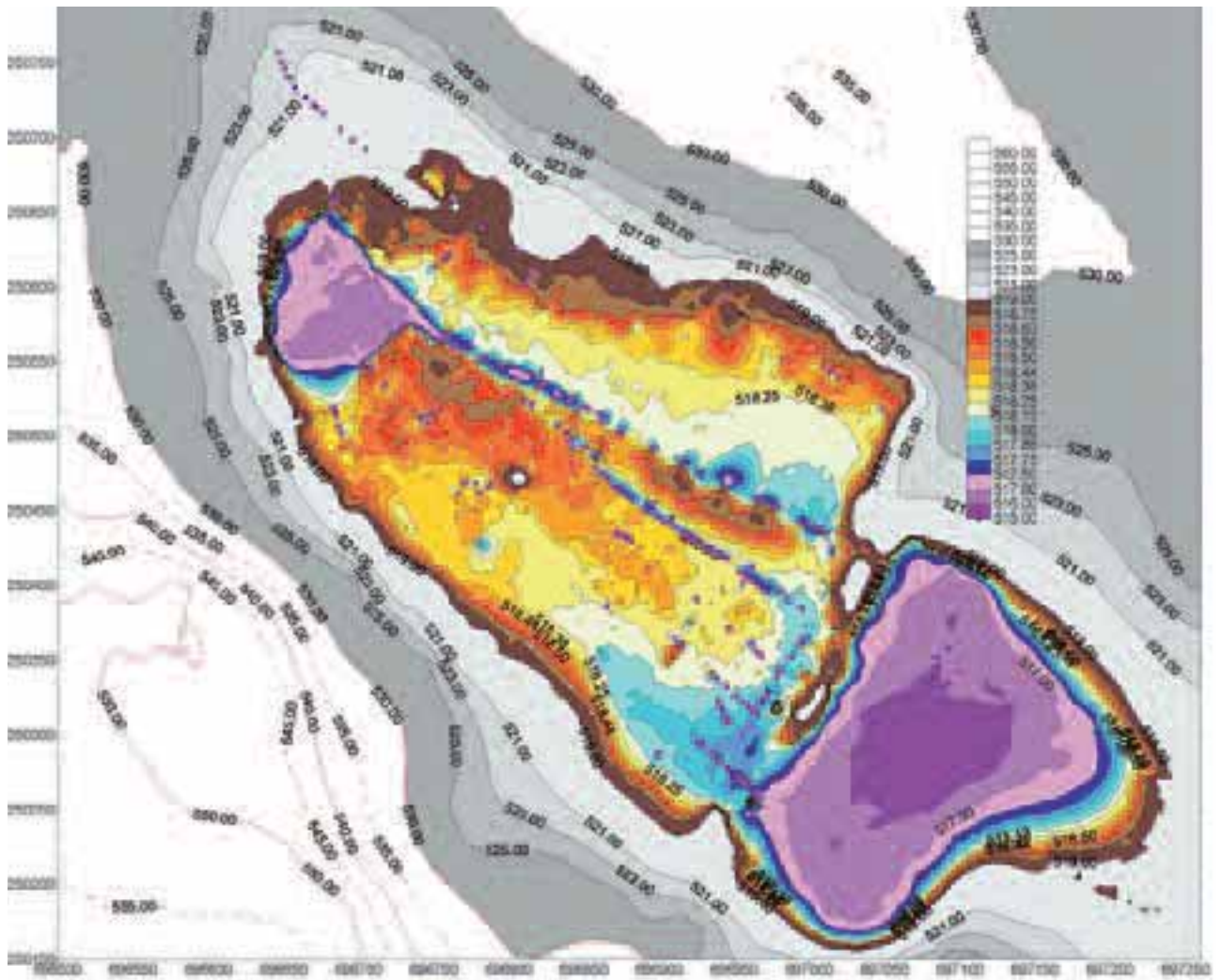


Abbildung 2

Regenerationsprojekt „Wildert“: Darstellung des Oberflächenmodells auf der Grundlage von DGPS-RTK-gestützter Vermessung (Aufnahmegenaugigkeit im Zentimeterbereich). Wesentlich ist, dass die Vermessungen nach moorhydrologisch und maßnahmenspezifisch relevanten Kriterien erfolgt. Im selben Arbeitsgang werden aktuelle (offene) Wasserstände, Gräben, Schwinggraben und vegetationskundlich maßgebliche Strukturen mit eingemessen, bzw. kartiert. Beispielhaft hierfür sind die aufgenommenen Grabenpunkte dargestellt (violette Punkte).

trauensintervallen, zu größeren Unsicherheiten bei der Interpretation und Wertung der Ergebnisse führt.

In der Methodenevaluation für die vegetationskundliche Wirkungskontrolle im Hochmoor-Regenerationsprogramm fiel der Entscheid für eine modifizierte, großflächig ausgelegte Variante des Punkt-Quadrat-Aufnahmemethode. Dabei wird innerhalb von großflächigen, genau eingemessenen Rechtecksflächen ein Netz von jeweils mehreren hundert, regelmäßig angeordneten Punkten aufgenommen. Die Aufnahmen an den jeweils wenige Meter auseinanderliegenden Netzpunkten erfolgen durch Abfahren einer Nadelspitze und Notation der getroffenen Arten. Angefahrene Torfmoos-Individuen werden gesammelt und – aus Kostengründen – zunächst nur archiviert. Ergänzend wird die Rechtecksfläche nach den Aufnahmen noch nach Arten abgesucht, welche in der Fläche zwar vorkommen, an den Aufnahme-

punkten zuvor aber nicht getroffen wurden. Weil die Aufnahmen innerhalb der Grundfläche entlang von Transektlinien, die in regelmäßigen Abständen um jeweils einige Meter versetzt werden, erfolgen, und die Eckpunkte der Grundfläche genau eingemessen werden, kann auch die räumliche Information zu den einzelnen Aufnahmepunkten mit erfasst und ausgewertet werden. Für die so aufgenommenen Grundflächen kann für jede getroffene und nicht getroffene Art der Erwartungswert und – anhand der Binomialverteilung – auch das einem bliebigem Signifikanzniveau zugehörige Vertrauensintervall bestimmt werden. Für alle in der Rechtecksfläche vorhandenen Arten ergeben sich aufgrund der Aufnahmen somit Aussagen der folgenden Art: „Die Art X weist innerhalb der aufgenommenen Grundfläche eine Frequenz (Deckung) auf die mit 95%iger Wahrscheinlichkeit zwischen 47 und 53% liegt. Die Größe des zugehörigen Vertrauensintervalls ist von der Gesamtzahl

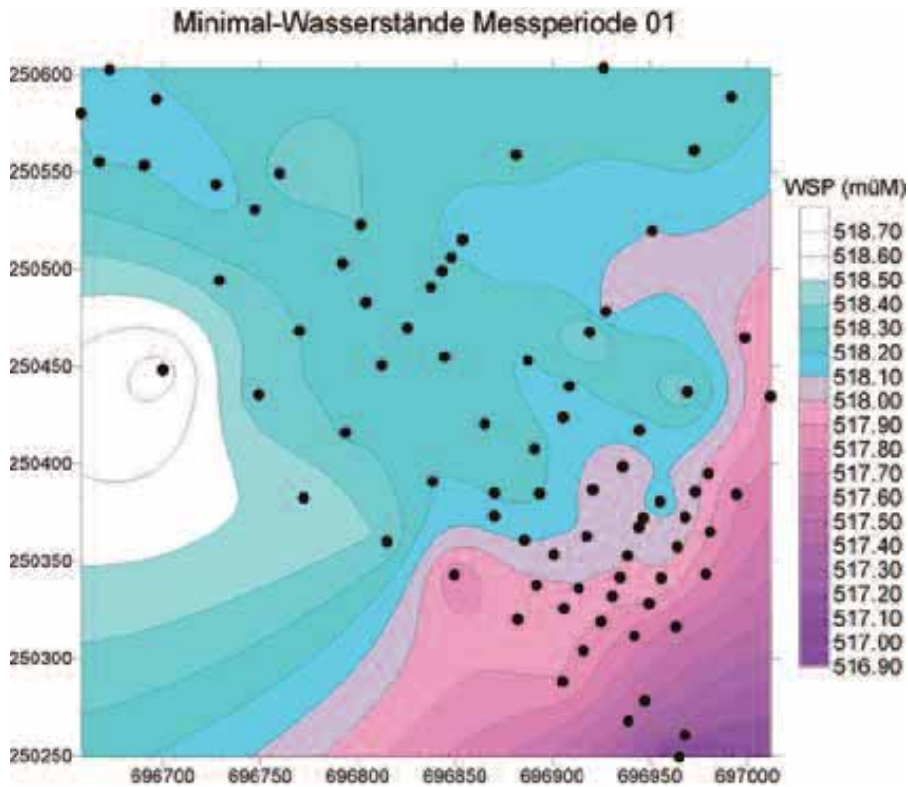


Abbildung 3a

Regenerationsprojekt „Wildert“: Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse von Wasserstandsmessungen (Minimalwasserstände). Die Messperiode umfasst mindestens 6 Monate. Die Messstellenanordnung (schwarze Punkte) erfolgt nach moorhydrologischen und regenerationspezifischen Fragestellungen. Sie schließt die Ansprüche der Wirkungskontrolle mit ein.

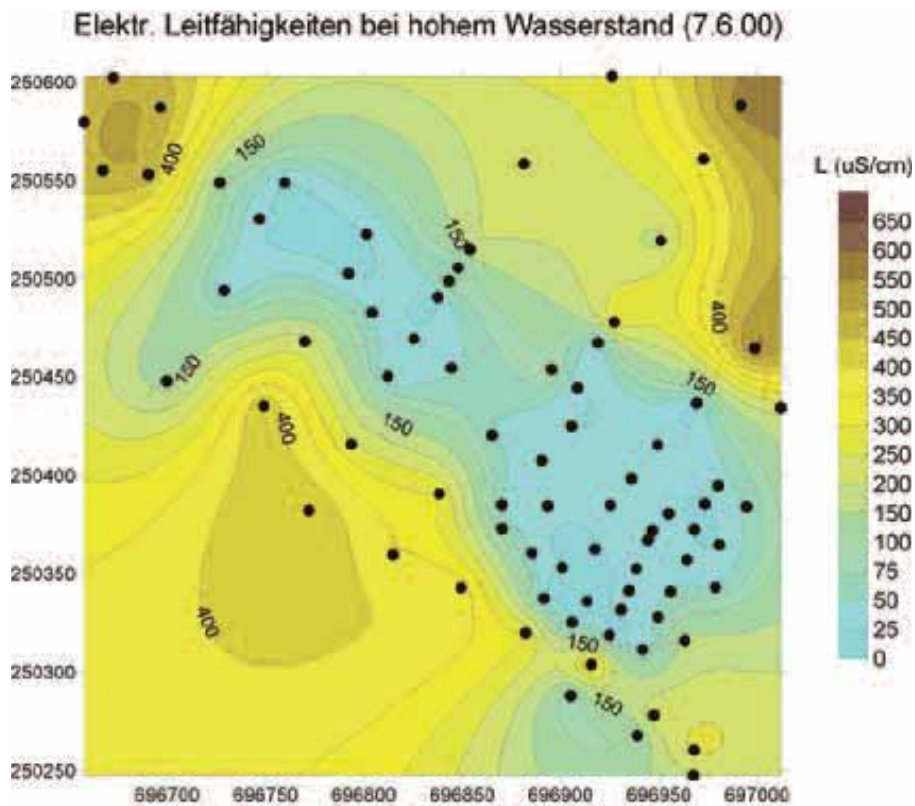


Abbildung 3b

Regenerationsprojekt „Wildert“: Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse von Leitfähigkeitsmessungen. Die elektr. Leitfähigkeiten geben ein Bild vom Mineralwassereinfluss auf die Hochmoor- und Potentialflächen. Die Messperiode umfasst mindestens 6 Monate. Die Messstellenanordnung (schwarze Punkte) erfolgt nach moorhydrologischen und regenerationspezifischen Fragestellungen. Sie schließt die Ansprüche der Wirkungskontrolle mit ein.

Detailabklärungen Massnahmen B2/B3: Überlagerung Oberflächenmodelle für den mineralischen Stauer (rot) und das gewachsene Terrain

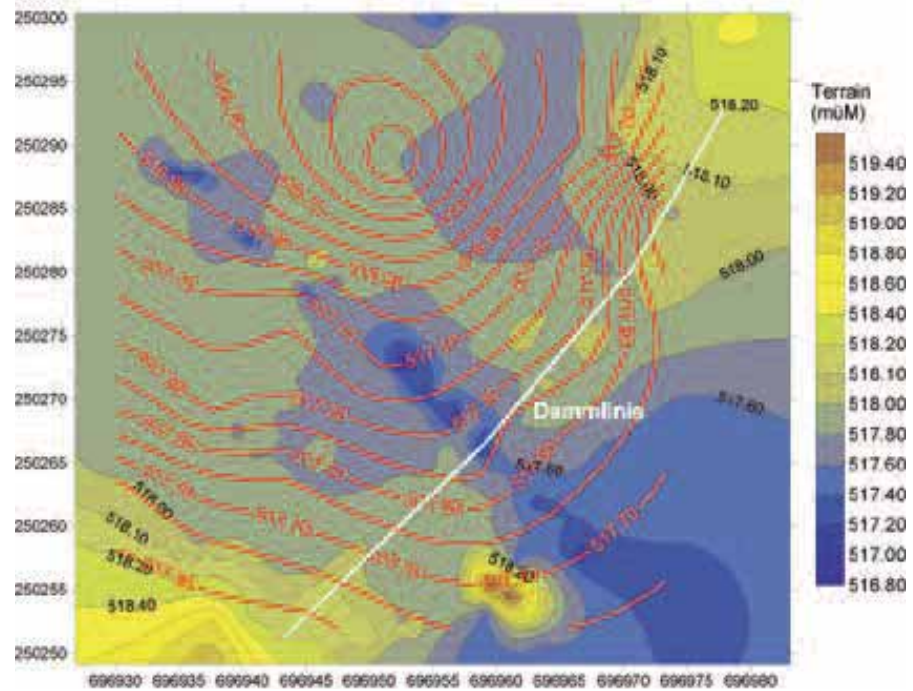


Abbildung 4

Regenerationsprojekt „Wildert“: Beispielhafte Darstellung für die maßnahmenbezogenen Detailuntersuchungen. Sie sind auf das nähere Umfeld der wichtigsten oder bautechnisch anspruchsvollsten Maßnahmenstandorte beschränkt. Sie dienen für die Festlegung der genauen Lage, Art, Einbindung und Dimensionierung der Maßnahmen und Einrichtungen.

der Aufnahmepunkte sowie der Anzahl „Treffer“ für die jeweilige Art abhängig. Bei einigen Hundert Aufnahmepunkten liegt das 95%-Vertrauensintervall in der Regel bei etwa +/- 0.5 bis 4%, je nachdem, wie häufig die Arten innerhalb der Grundfläche vorkommen. Die Auswertung von Aufnahmen aus verschiedenen Jahren erfolgt, ebenfalls auf statistischer Grundlage. Im Gegensatz zur Auswertung von Aufnahmen mit Deckungsklassen, erfolgt die statistische Auswertung aber nicht an transformierten – und quantitativ kaum mehr zu interpretierbaren Differenzen von Deckungsklassen – sondern an den untransformierten Rohdaten. In die Auswertung von zwei Punkt-Quadrat-Aufnahmesätzen fließt die Summe der Gesamtzahl an Aufnahmepunkten aus beiden Aufnahmen sowie die artspezifischen Trefferzahlen aus den beiden Erhebungsjahren ein. Als Ergebnis dieser Auswertung liegen somit für alle Arten und Artengruppen quantitative Aussagen der folgenden Art vor: „Die Frequenz (Deckung) der Art X hat – ausgehend von einem Erwartungswert von 27% (+/- 3%) – von 1990 bis 1995 in der Untersuchungsfläche statistisch signifikant um 12 bis 16% zugenommen (vgl. Abb. 9a u. 9b).

Der wesentlichste Vorteil der oben beschriebenen Aufnahme- und Auswertungsmethode liegt für das Hochmoor-Regenerationsprogramm darin, dass die Methodik – vom Stichprobenplan bis zur Datenauswertung – für starke statistische Analysen gut zu-

gänglich ist, und weder bei der Aufnahme, noch bei der Auswertung irgendwelche Transformationen durchgeführt werden müssen. Die beschriebene Methode ergibt für das eigentliche Ziel der Erhebungen – d.h. für die verschiedenen Arten und Artengruppen – quantitative relativ genaue und statistisch abgesicherte Aussagen zu den artbezogenen oder artengruppenbezogenen Veränderungen innerhalb der von Aufnahmepunkten abgedeckten Grundfläche. Weil an den Aufnahmepunkten getroffene Torfmoose gesammelt werden, ergibt sich im Hinblick auf die Erfassung von Veränderungen im Torfmoosgefüge die Möglichkeit, Torfmoose im Nachhinein unter dem Mikroskop zu bestimmen und ihre Frequenz (Deckung) – bzw. die Veränderungen derselben – innerhalb der Untersuchungsflächen damit ebenso genau anzugeben, wie dies für die übrigen Arten möglich ist. Aufgrund der bekannten Schwierigkeiten Torfmoosarten im Feld sicher zu bestimmen – und dem noch größeren Problem die Deckung der einzelnen Torfmoosarten in der Fläche zu schätzen, eignet sich das Punkt-Quadrat-Aufnahmeverfahren mit Torfmoosprobenahme für Hochmoorvegetation besonders. Der Umstand, dass die Proben bei Trocknung und Archivierung auch Jahrzehnte später noch ausgewertet werden können wird im Regenerationsprogramm dahingehend ausgenutzt, dass die Proben zunächst zwar gesammelt, jedoch erst bei Bedarf – d.h. beispielsweise aufgrund der ersten Zwischenergebnisse über

Hochmoor "Wildert": Übersichtsplan Regenerationsmassnahmen

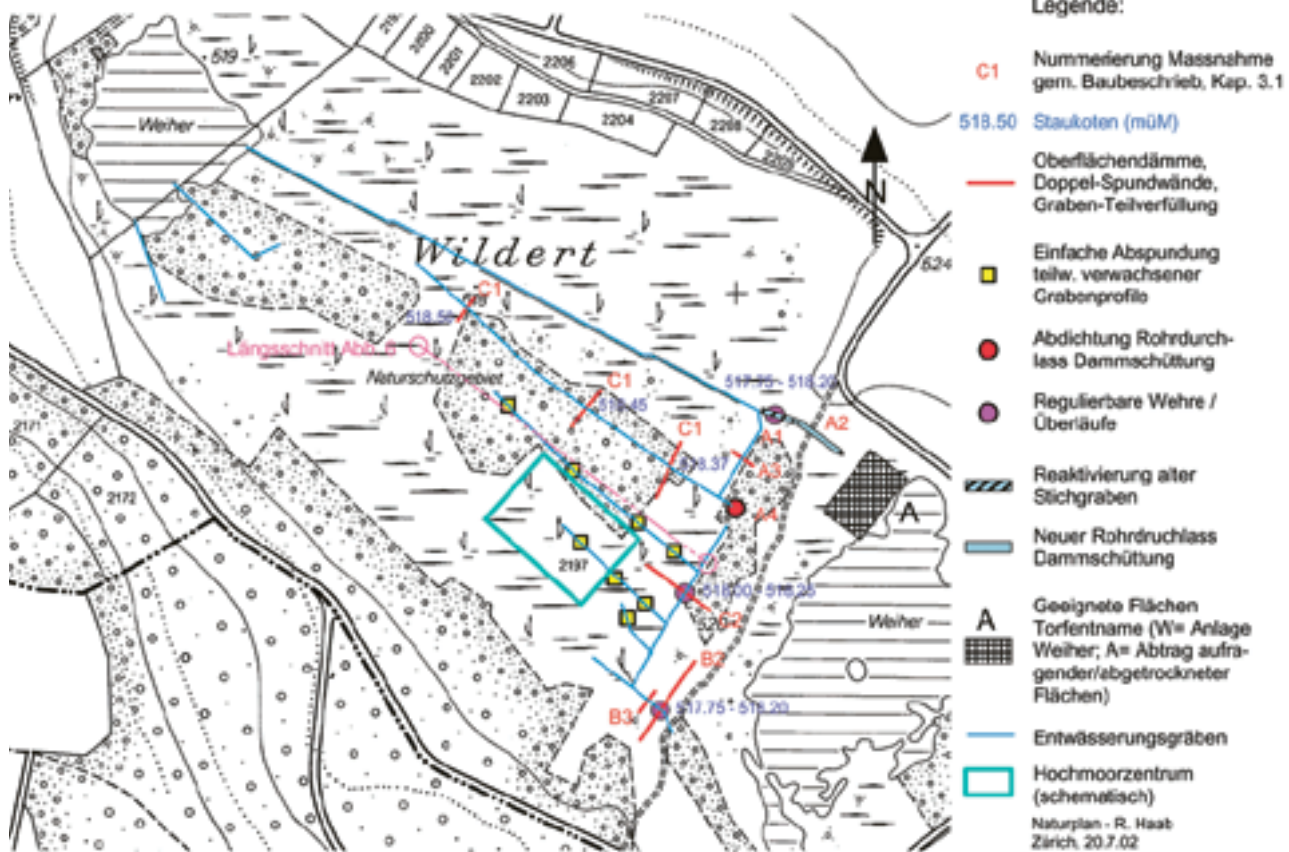


Abbildung 5

Regenerationsprojekt „Wildert“: Übersichtsplan für die Regenerationsmassnahmen. Die Massnahmenplanung orientiert sich an den erhobenen Grundlagen und an moorhydrologisch begründeten Modellvorstellungen für eine mittel- bis langfristig möglichst optimale Hochmoorentwicklung. Die dargestellten Massnahmen bezwecken, je nach Standort und Zielen: Graben-/Bodenwasseranstau, leichten Überstau, diffuse Oberflächenabflüsse, Lenkung von Mineralstoffflüssen. Für technisch anspruchsvolle Massnahmen und Einrichtungen werden Detailpläne erstellt.

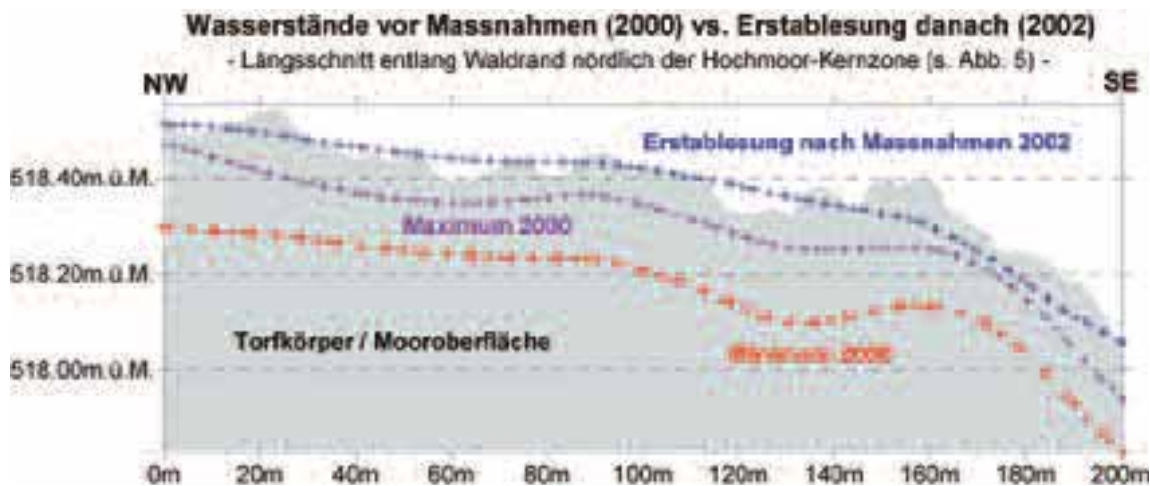


Abbildung 6

Regenerationsprojekt „Wildert“: Ergebnis einer ersten hydrologischen Nachkontrolle, dargestellt an einem Längsschnitt am Nordrand des Hochmoorzentrums (vgl. Abb. 5): Aufgrund der Witterung wurden die baulichen Massnahmen im Dezember 2002 vorübergehend eingestellt. Erste Nachkontrollen/Wasserstandsablesungen haben stattgefunden. Sie belegen unter winterlichen Verhältnissen gute, zielkonforme Stauwirkung – maßgeblicher aber werden die in der Vegetationsperiode, und insbesondere in sommerlichen Trockenperioden, zu verzeichnenden Wasserstände sein.

Hochmoor "Chrutzelen": Wasserstände vor / während / nach Regenerationsmassnahmen 2001/02

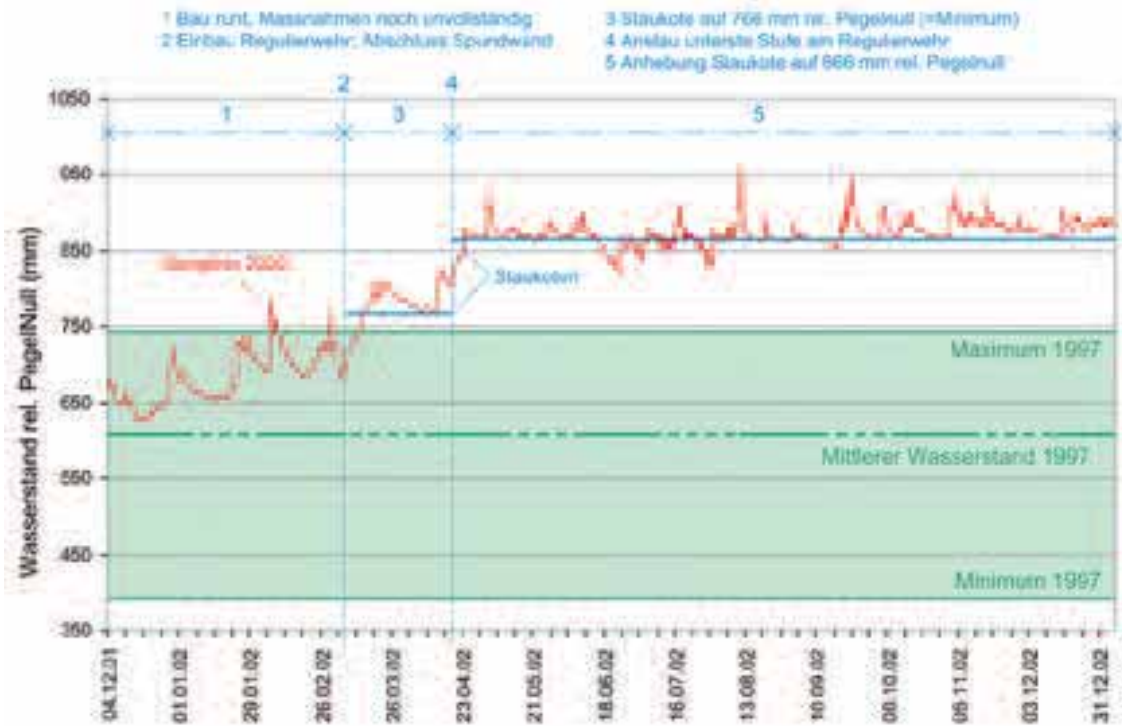


Abbildung 7

Regenerationsprojekt „Chrutzelen“: Ergebnisse einer noch wenig intensiven hydrologischen Wirkungskontrolle, dargestellt anhand von Wasserstandsablesungen 1997 (vor Maßnahmen) und der Autopegel-Ganglinie 2002 (während und nach Maßnahmen). Der Anstau ist regulierbar, die Staukote Ende 2002 noch ca. 15 cm unter dem angestrebten Niveau. Die Staukote muss aufgrund von Mineralwassereinfluss und aus Artenschutzgründen langsam und schrittweise erfolgen. Die hydrologische Wirkungskontrolle wird im Bereich der angestrebten Staukote räumlich und zeitlich intensiviert.

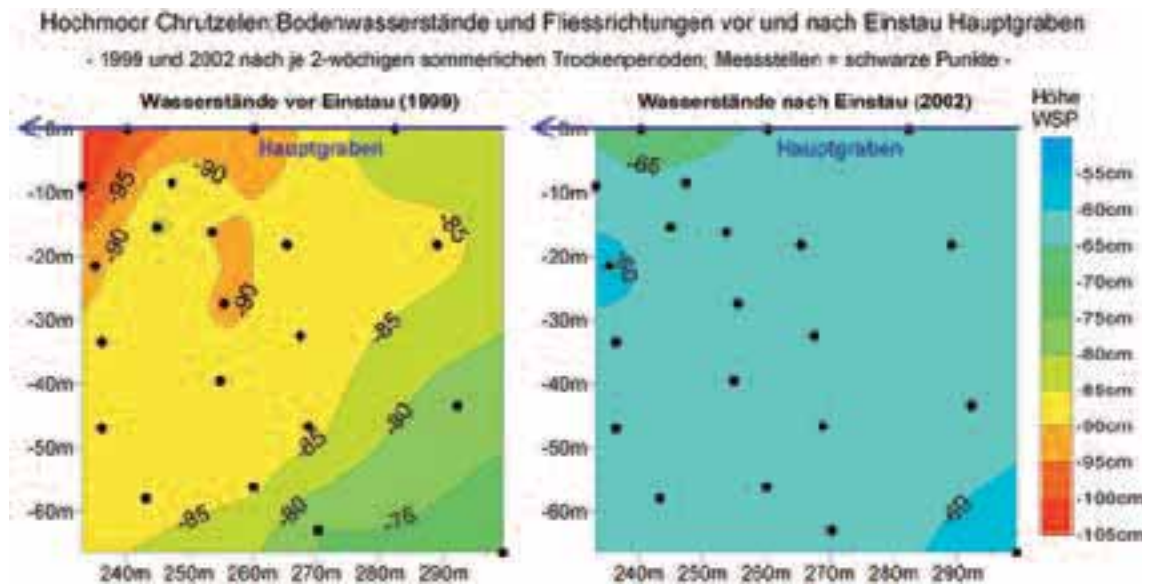


Abbildung 8

Regenerationsprojekt „Chrutzelen“: Ergebnisse zur Wirkungskontrolle hinsichtlich Abdichtungswirkung von Staumaßnahmen am Hauptgraben. Nach je zweiwöchentlichen Trockenperioden vor und nach Maßnahmen lagen die Bodenwasserstände nach Maßnahmen deutlich höher: Für die Beurteilung der Abdichtungswirkung aber wesentlicher ist, dass nach den Maßnahmen gegen den Graben hin praktisch kein Wasserstandsgefälle mehr vorhanden war – und aus dem Staubereich somit praktisch kein Bodenwasser mehr abströmte. Das nur noch sehr schwache Gefälle um Koordinate 240m/0m kam durch die noch zu tiefe Stauhöhe (-67 cm) zustande. Es wird mit dem nächsten Stauschritt noch geringer.

die Veränderungen in der Torfmoos-Gesamtdeckung oder im Artengefüge des Gefäßpflanzenbestandes – ausgewertet werden. Dabei besteht die Möglichkeit, jeweils alle Probeentnahmen einer Untersuchungsfläche oder schrittweise nur einzelne Anteile der gesamten Probeentnahme (schrittweise) unter Mikroskop zu bestimmen und auszuwerten. Weil die Torfmoosbestimmung unter dem Mikroskop relativ aufwendig ist, kann mit diesem Vorgehen sicher gestellt werden, dass keine wertvollen Informationen verloren gehen und gleichzeitig die Torfmoosarten jeweils so weitgehend in die Auswertung einbezogen werden können, wie es das Projekt verlangt oder die Finanzen dies zulassen.

Weitere Vorzüge der Punkt-Quadrat-Methode bestehen darin, dass die Aufnahmen schätzungsfrei sind und die Methode auf die Erhöhung oder Verringerung der Anzahl Aufnahmepunkte robust ist, weil die räumliche Repräsentativität der Aufnahmen für das Hochmoor-Regenerationsprogramm hoch ist. Ausgehend von der Erstaufnahme kann überdies die Zahl an Aufnahmepunkten, die in der Folgeaufnahme für eine gewünschte artspezifische Aussagegenauigkeit erforderlich ist, zum Vornherein berechnet werden. Die Aufnahmen erfordern einen vergleichsweise geringen Zeitaufwand, keine aufwendigen Verpflockungs- und Einmessungsarbeiten und die Trittbelastung für die Vegetation ist vergleichsweise gering.

Gemäß Erfolgskontrolle-Gesamtkonzept für das Hochmoor-Regenerationsprogramm sind vegetationskundliche Wirkungskontrollen für etwa die Hälfte der angestrebten Regenerationsprojekte vorgesehen. Die Auswahl der Objekte richtet sich nach der Priorität der Einzelprojekte, der Qualität der bereits vorhandenen Hochmoorvegetation und der Größe und Qualität der Potentialflächen. Die Ausscheidung der Aufnahmeflächen innerhalb der einzelnen Objekte orientiert sich an den Prognosen hinsichtlich der räumlichen Auswirkungen der Regenerationsmaßnahmen. Sie schließt auch sogenannte „Potentialflächen“ mit ein, auf denen maßnahmenbedingt und mittel- bis langfristig sich wieder Hochmoorvegetation ausbilden soll. Untersuchungsflächen mit bestehender Hochmoorvegetation und „Potentialflächen“ werden getrennt – und nach leicht unterschiedlichen Inhalten aufgenommen und ausgewertet. Für relativ seltene hochmoortypische Einzelarten werden in einzelnen Projekten zusätzlich zu den Punkt-Quadrat-Aufnahmen auch die Vorkommen im Umkreis von 25 cm um den Aufnahmepunkte notiert. Dazu wird um den Aufnahmepunkt ein Ring ausgelegt.

2.6 Finanzen

Das Gesamtbudget des Hochmoor-Regenerationsprogrammes beträgt etwa sFr. 2.0 Mio. Dies bei einer Laufdauer von 10 Jahren und mindestens 10 bis 15 geplanten Einzelprojekten. Vom Gesamtbetrag entfallen gemäß Budgetierung:

- sFr. 150.000.- auf konzeptionelle Vorarbeiten und das Erarbeiten der Prioritätenliste;

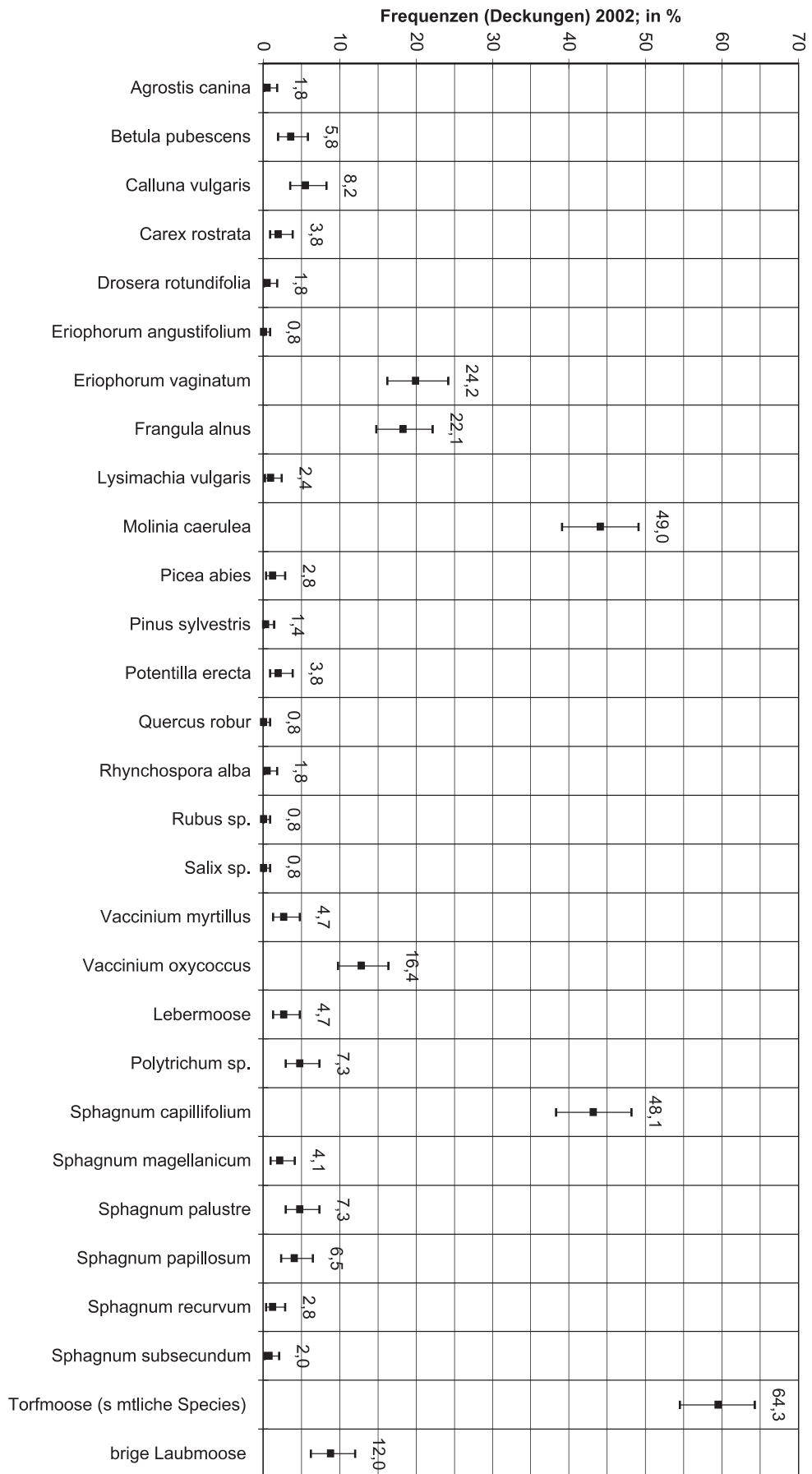
- sFr. 700.000.- auf Grundlagen- und Detailabklärungen für die Einzelprojekte;
- sFr. 1.000.000.- auf die Umsetzung und Begleitung der baulichen Massnahmen;
- sFr. 150.000.- auf die Erfolgskontrolle (insbesondere Wirkungskontrolle).

Die oben ausgewiesenen Kosten – und der Kosten-schlüssel – sind auf andere Regionen und Länder nicht übertragbar. Die für Grundlagenerhebungen anteilmäßig hohen Kosten ergeben sich daraus, dass die im Kanton Zürich noch vorhandenen Hochmoorreste topographisch und moorhydrologisch stark strukturiert und auch bezüglich Mineralwassereinflüssen und hinsichtlich der Summe an hydrologischen Beeinträchtigungen komplex sind. In großflächigen, noch einigermaßen gut erhaltenen Gebieten, ist der Aufwand für Grundlagen- und Detailabklärungen anteilmäßig i. a. deutlich geringer – während der Kostenanteil für bauliche Maßnahmen und Landerwerb oft wesentlich höher liegt.

Zusammenfassung

Die wissenschaftliche Literatur bietet, was den Wasserhaushalt und die Entwicklung von intakten und beeinträchtigten Hochmooren anbetrifft, mittlerweile ein reiches Spektrum an hydrologischen Theorien, Modellen und Klassifizierungen. Diesem Sachverhalt steht in der Regenerationspraxis oft ein Vorgehen gegenüber, das die zu regenerierenden Hochmoore auf eine Ansammlung von Einzelgräben und Torfstichen reduziert, die es – mit wenig Bezug um Wasserhaushalt des Gesamtmoores oder des weiteren Grabenumfelds – zu verbauen gilt. Diese Sichtweise muss nicht zwingend zu schlechten Projekten oder Misserfolgen führen. Erkenntnisse und Erfahrungen an vielen in- und ausländischen Regenerationsprojekten zeigen, dass dies aber a) noch allzu oft der Fall ist, und b) oft kaum erkannt wird, weil dazu die erforderlichen Grundlagendaten oder spezifisch moorhydrologische Kenntnisse fehlen.

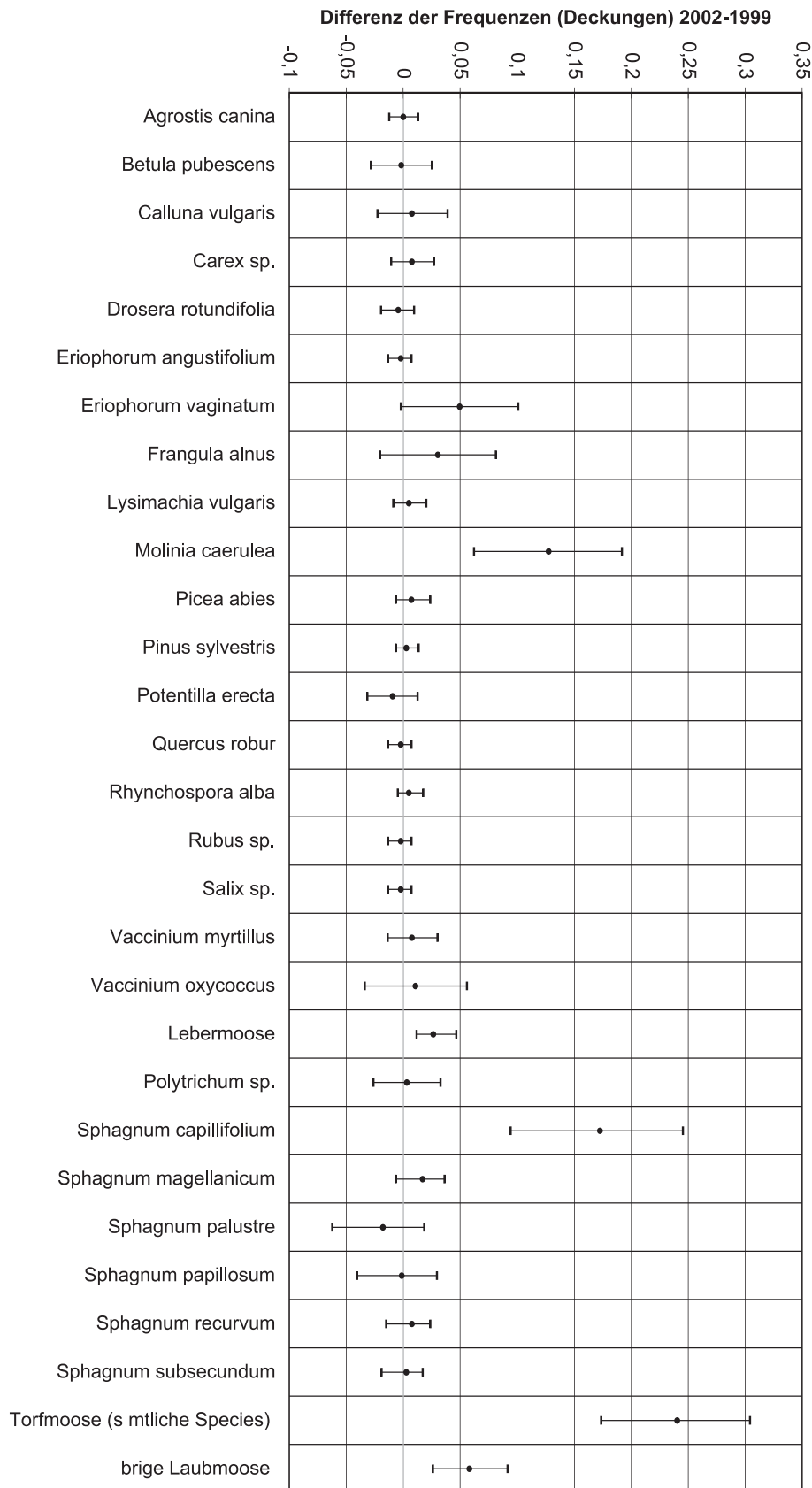
Der erste Teil des vorliegenden Beitrags gibt eine Übersicht über die Erfahrungen, die im Kanton Zürich, von 1980 bis 1996, an insgesamt 6 Hochmoor-Regenerationsprojekten gewonnen wurden. Der zweite Teil des Berichts stellt die wesentlichen inhaltlichen, konzeptionellen und methodischen Aspekte des Hochmoor-Regenerationsprogrammes für den Kanton Zürich vor. Das Programm wurde 1997, als Konsequenz aus den Erfahrungen mit vorangehenden Einzelprojekten gestartet. Es beinhaltet Grundlagenabklärungen, Planung, Umsetzung und die Erfolgskontrolle für Regenerationsprojekte in 10 bis 15 weiteren Hochmooren – nach weitgehend standardisiertem, stark auf die moorhydrologischen Grundlagen und Prioritäten ausgerichtetem Vorgehen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die im Kanton Zürich insgesamt noch vorhandenen 30 Hochmoore nur noch kleinflächige Überreste von meist



Chrutzelenmoos: Arten(gruppen)-bezogene Frequenzen (Deckungen) gem. Punkt-Quadrat-Aufnahme 2002
 - Erwartungswerte (rot) und 95%-Konfidenzgrenzen; obere Grenzen mit Wertangaben -

Abbildung 9 a

Regenerationsprojekt „Chrutzelen“: Auswertung der Punkt-Quadrat-Aufnahme 2002, mit Darstellung von Erwartungswerten und zugehörigen 95%-Vertrauensintervallen. Wertangaben entsprechen dem Absolutwert der oberen Grenze des Vertrauensintervalles.



Crutzelenmoos: 95%-Konfidenzintervalle für Frequenz-/Deckungsdifferenzen zweier Punkt-Quadrat-Aufnahmen
 - bei 1999 und 2002 je ca. 400 Rasterpunkten -

Abbildung 9b

Regenerationsprojekt „Chrutzelen“: Ergebnis der vergleichenden Auswertung von Punkt-Quadrat-Aufnahmen 1999 (vor Einstau) und 2002 (kurz nach Einstau). Die Zweitaufnahme erfolgte, als Testaufnahme, im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität Zürich. Weil in der Zweitaufnahme eine etwas breitere Nadel verwendet wurde, können die Ergebnisse nicht schlüssig interpretiert werden. Vor allem für feinästige und in der Untersuchungsfläche zugleich häufige Arten ist ein methodischer Fehler anzunehmen. Die Darstellung soll v.a. zeigen, in welcher Form die Zwischenergebnisse der vegetationskundlichen Wirkungskontrolle im Hochmoor-Regenerationsprogramm ab 2008 u. a. anfallen werden.

großflächig und tief abgetorften Hochmooren sind, und Mineralwassereinflüsse aus dem Umfeld heute oft eine für die Hochmoorentwicklung wesentliche Bedeutung haben. Obwohl sich die Hochmoore im Kanton Zürich damit von vielen größeren Objekten im Ausland unterscheiden, zeigen Erkenntnisse und eigene Projekte in größeren in- und ausländischen Hochmooren, dass das im Kanton Zürich erarbeitete fachliche Vorgehen auch auf größere Gebiete nutzbringend angewendet werden kann – und wohl öfters als bisher auch angewendet werden sollte.

Der vorliegende Beitrag ist ein Plädoyer für vermehrt auf moorhydrologische Grundlagen, Konzepte und Prioritäten ausgerichtete Regenerationsprojekte – und insbesondere für darauf abgestützte projekt- bis länderübergreifende Regenerationsprogramme. Dies nicht zuletzt auch deshalb, weil Verwaltungen und Verbände zunehmend gehalten sind, die beschränkten finanziellen Mittel effizient einzusetzen – und darüber auch Rechenschaft abzulegen. Der vorliegende Beitrag zeigt, anhand von Beispielen aus dem Kan-

ton Zürich, welches Potential mit objektübergreifenden Konzepten sowie zugehörigen moorhydrologischen und maßnahmenspezifischen Grundlagenabklärungen sowohl im Hinblick auf die Effizienz, wie auch die Qualität von Regenerationsprojekten, erschlossen werden kann. Im Zusammenhang mit vermehrt konzeptionellen, auf fachliche Grundlagen ausgerichtete Ansätze sind in erster Linie die Naturschutzbehörden gefordert.

Anschrift der Autoren:

Naturplan
Roland Haab
Hochstrasse 91
CH-8044 Zürich
Tel. 0041/1/2602875
e-mail: naturplan@bluewin.ch

ALN/Fachstelle Naturschutz
Xaver Jutz
Neumühlequai 10
CH-8090 Zürich
Tel. 0041/43/2594365
e-mail: xaver.jutz@vd.zh.ch

Konzeption und erste Ergebnisse eines Monitoringprogramms im Anschluss an das Life-Projekt „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeletalmoores“ 1998-2002*

Volker WACHLIN, Wilfried STARKE und Kornelis J. VEGELIN

Gliederung

1. Einführung
 2. Vorstellung des Monitoringkonzeptes
 - 2.1 Abiotische Indikation
 - 2.2 Biotische Indikation
 - 2.2.1 Vegetation
 - 2.2.2 Fauna
 - 2.3 Ablaufplanung
 3. Erste Ergebnisse 5 Jahre nach der Renaturierung
 - 3.1 Hydrologie und Gewässergüte
 - 3.1.1 Gebietswasserstände und Geländehöhen im NSG Grenztalmoor
 - 3.1.2 Gebietswasserstände und Geländehöhen in den Wiesen am NSG Grenztalmoor
 - 3.1.3 Gebietswasserstände und Geländehöhen im übrigen Niedermoorbereich
 - 3.2 Vegetationsentwicklung
 - 3.2.1 Grenztalmoor
 - 3.2.2 Niedermoorbereiche
 - 3.3 Entwicklung der Nutzungs- und Strukturtypen
 - 3.4 Veränderungen in der Brutvogelfauna
 - 3.5 Reaktionen in der Tagfalterfauna
 - 3.6 Amphibien und Reptilien
 - 3.7 Fischfauna
 - 3.8 Weitere Untersuchungen
 4. Zusammenfassung
- Literatur**

1. Einführung

In den Jahren 1995-1997 erfolgten im Bereich des Recknitz-Trebel-Flusstalmoorsystems umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen, die in ihrem Kern auf eine Wiederherstellung eines möglichst naturnahen Wasserhaushaltes dieses Talmoorabschnittes zielten. Durch eine Initiierung und Förderung solcher dynamischer Prozesse wie die Fließgewässerrenaturierung, die Wiederherstellung von Überflutungsräumen und das Wiedereinsetzen von Torfneubildung soll langfristig auch der Erhalt bzw. die Förderung von gefährdeten Arten und Lebensräumen dieser Talmoorlandschaft erreicht werden. Aufgrund der europaweiten Bedeutung dieses Ökosystemtyps, Flusstalmoore sind aufgrund ihrer Genese nur im südbaltischen Raum anzutreffen, konnte im Rahmen des Finanzierungsinstrumentes „Life“ mit Unterstützung der EU dieses Pilotprojekt verwirklicht werden (STARKE et al. 1998).

Da für derartig große Projekte der Niedermoorrenaturierung keine adäquaten Erfahrungen existierten, lag die Notwendigkeit einer längerfristig angelegten Effizienzkontrolle auf der Hand. So wurde bereits bei der Grundlagenerhebung für das Projekt darauf geachtet, dass die Untersuchungsflächen und -methoden sowie die ausgewählten zoologischen Gruppen für ein anschließendes Monitoring im Sinne einer Wirkungskontrolle geeignet sind. Parallel zur Projektumsetzung wurde daher ein Monitoringkonzept entwickelt, das den Grundprämissen des Projektes folgend die Entwicklungen des Wasserhaushaltes (Hydrologie, Gewässergüte) sowie der Flora und der Fauna dokumentieren soll (I.L.N. GREIFSWALD 1998, STARKE & WACHLIN 1999). Sowohl für die Auswahl der Untersuchungsinhalte und -flächen wie auch für die Bewertung der Untersuchungsergebnisse wurden die Zielstellungen des Projektes zugrunde gelegt:

1. Wiederherstellung des natürlichen Wasserregimes mit
 - periodischen, episodischen Überflutungen im Flussbereich,
 - Mineralbodenwasserversorgung der übrigen Bereiche des Moores vom Talrand zur Stabilisierung bzw. möglichen Wiederherstellung von Quellbereichen und Durchströmungsmooren,
2. Erhaltung und Förderung gefährdeter Arten und Lebensräume,
3. Erhaltung und Förderung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit.

Die Reihenfolge dieser Zielstellungen stellt gleichzeitig eine Rangfolge dar, so dass bei durchaus zu erwartenden (und inzwischen auch bereits auftretenden) Zielkonflikten diese auch entscheidungsrelevant ist.

2. Vorstellung des Monitoringkonzeptes

Aus diesen grundsätzlichen Zielstellungen leiten sich als Kenngrößen für Fauna und Flora vor allem die Artengruppen der Feuchtlebensräume ungenutzter wie genutzter Niedermoores ab. Deren Vertreter und ihre Populationsdynamik bilden die wesentlichen Parameter für die Beurteilung des Projekterfolges. Diese Indikatoren sind – und dies sei ausdrücklich betont

* Langfassung eines Vortrags auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22.11.2002 in Rosenheim; vorgetragen von Katrin Runze und Volker Wachlin.

– jedoch nicht vordergründig die alleinigen Zielgrößen, sondern sie sind vielmehr als integrative Bestandteile einer insgesamt komplexeren Entwicklung anzusehen. Normative Festlegungen von Bestandsgrößen und Artenspektren sind daher nur bedingt anwendbar. Beispielsweise stellt die Wiederansiedlung von Wiesenlimikolen als spezifische Leitarten der Feuchtwiesen eine besondere Zielstellung dar. Angesichts landesweit nur geringer Quellpopulationen kann aber voraussichtlich zunächst nur mit der Etablierung fragmentarischer Avizönosen gerechnet werden. Hinzukommt, dass unter den aktuellen Rahmenbedingungen und dem veränderten Naturhaushalt (z.B. Eutrophierung, Moordegradierung) stark abweichende Voraussetzungen als etwa zu Anfang des Jahrhunderts bestehen. So kann u. a. der großräumig gestiegene Prädatorendruck stark modifizierend auf das erwartete Artenspektrum einschließlich deren Reproduktion wirken (GORETZKI 1997, KÖPPEN 1997). Trotz der Kenntnis dieser Sachverhalte sollte zunächst keine Einschränkung der Zielformulierung „Wiesenlimikolengemeinschaft“ vorgenommen werden.

Als eine Grundvoraussetzung galt neben der soliden Status-quo-Erfassung, dass möglichst über den gesamten Zeitraum ein Bearbeiterteam aus dem gleichen Personenkreis zur Verfügung steht und dass Untersuchungsmethoden und -inhalte der Ersterhebungen beizubehalten waren. Häufige Fluktuationen der Bearbeiter können u.U. zu erheblichen Problemen bei der Interpretation der Ergebnisse führen, da bei aller theoretisch möglichen Standardisierung der Erfassung subjektiv bedingte Eigenheiten und Abweichungen nicht auszuschließen sind.

Bei der Auswahl der faunistischen Indikatorgruppen wurden im Rahmen der Projektzielstellungen nach SPANG (1992) folgende Schwerpunkte berücksichtigt:

- 1) Organismen möglichst unterschiedlicher trophischer Ebenen,
- 2) möglichst weites Spektrum unterschiedlicher Habitatnutzungen,
- 3) Arten mit unterschiedlicher Mobilität.

Insgesamt besteht das Untersuchungsprogramm aus drei wesentlichen Komponenten, die nachfolgend kurz charakterisiert werden sollen. Eine zusammenfassende Übersicht gibt Tabelle 1.

2.1 Abiotische Indikation

Errichtung eines hydrologischen Messnetzes

- a) Ermittlung des Grundwasserstandes an 12 Messstellen, Messung 2x täglich,
- b) Ermittlung der Dynamik der Flusswasserstände, Einrichtung von vier automatischen Pegelmessstellen an der Trebel,
- c) Wasserhaushaltsuntersuchungen
Durchflussmessungen an vier Gewässerquerschnitten an der Trebel, Sammlung meteorologischer Daten (Niederschlag/Verdunstung).

Gewässergüteuntersuchungen

- 1) Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit, Grundmessprogramm Chemie an 9 Messstellen, 1x jährlich, Grundmessprogramm Biologie an 6 Messstellen, 1x jährlich,
- 2) Erfassung und Bewertung der Makrophyten und des Makrozoobenthos, 16 Querschnitte und Abschnitte im renaturierten Trebellauf (Makrophyten), 5 Transekte (Makrozoobenthos),
- 3) Standorttypieindex.

2.2 Biotische Indikation

2.2.1 Vegetation

Eine flächendeckende Vegetationskartierung erfolgte vor Projektrealisierung, sie ist aus Kostengründen im Rahmen eines auf 15 Jahre angesetzten Monitorings erst am Ende wiederholbar. Daher wurde ein Konzept entwickelt, anhand von Transekten in Dauerquadraten mit eingebrachten Grundwassermessrohren die Vegetationsentwicklung zu verfolgen. Hierzu wurden im Niedermoorbereich insgesamt 8 Transekte mit 50 Dauerquadraten (2x2 m) und 31 Pegelmessrohren eingerichtet, davon 4 in der unmittelbaren Umgebung des abgetorften ehemaligen Regenmoores „NSG Grenztaalmoor“. In dem heute eher Zwischenmoorcharakter aufweisenden Komplex befinden sich drei Transekte mit 101 Dauerquadraten (5x5 m) und 74 Pegelmessrohren (s. Abb. 1). Folgende Untersuchungsinhalte und -methoden sind dazu vorgesehen:

Niedermoorbereich

Methode:

- Dauerquadraterfassung (2x2 m) in Transekten (insgesamt 50),
 - Einmalaufnahme zur Hauptvegetationszeit,
 - Zeitaufwand pro Aufnahme 1 Stunde + 1,5 h für Auswertung,
 - Ablesen der Pegelstände (31 Pegelmessrohre) (14tägig v. 15.3.-15.9., 1x pro Monat in der übrigen Zeit),
 - Untersuchungen jeweils zwei Jahre hintereinander, 2 Jahre Pause zwischen den Zyklen,
- zusätzl. einmal innerhalb des Untersuchungsintervalls
- Analyse des Boden pH (H₂O) u. pH (KCl) in allen Dauerquadraten,
 - Nivellement der Pegelmessrohre und Dauerquadrate.

NSG Grenztaalmoor

Methode:

- Dauerquadraterfassung (ca. 5x5 m) in Transekten (insgesamt 101),
- Einmalaufnahme zur Hauptvegetationszeit,
- Zeitaufwand pro Aufnahme 1 Stunde + 1,5 Stunden für Auswertung,
- Analyse des Boden pH (H₂O) u. pH (KCl) in allen Dauerquadraten,

- Ablesen der Pegelstände im Untersuchungsjahr (74 Pegelmessrohre) (14tägig v. 15.3.-15.9., 1 x pro Monat in der übrigen Zeit),
- Nivellement der Pegelmessrohre und Dauerquadratrate,
- Wiederholungsuntersuchung alle 4 Jahre.

Wasservegetation

Im Rahmen des staatlichen Gewässeruntersuchungsprogramms erfolgt am wiedergeöffneten Trebelaltlauf eine Erfassung der Makrophyten an 6 Querprofilen.

2.2.2 Fauna

Unter den eingangs erwähnten Prämissen wurden 5 Artengruppen ausgewählt, die im Rahmen der Projektvorbereitung einer umfassenden Status-quo-Untersuchung unterzogen worden sind und eine besondere Relevanz hinsichtlich der angestrebten Zielsetzungen besitzen: Vögel, Amphibien, Fische, Tagfalter und Widderchen, Libellen.

Neben der Funktion ökologischer Indikation war als weiteres Kriterium die einfache, möglichst aufwandsarme Bearbeitung von wesentlicher Bedeutung, so dass zweifellos geeignete Artengruppen, die aber einer aufwendigen Sammelmethode und Determination bedürfen, ausgeklammert werden mussten.

Vögel

Methode:

- Gitterfeldkartierung mit einer Grundfeldgröße von 25 ha (Anzahl der zu bearbeitenden Felder 113),
- Kartierung jeweils 2 Jahre hintereinander, 2 Jahre Pause,
- Kartierung der revieranzeigenden Merkmale und halbquantitative Erfassung (Zahl der Kontakte pro Art) aller Arten,
- Kartierungszeitraum ab 20. Mai bis 05. Juli (6-7 Wochen),
- zweimalige Kartierung pro Grundfeld (1. Kontrolle halbquantitativ, 2. Kontrolle zur Vervollständigung der Artenliste, gezielte Suche nach Arten der Vorjahre),
- Erst- und Zweitbegehung durchschnittlich je 0,5 h pro Grundfeld, wobei Waldbestockungen generell einen höheren Bearbeitungsaufwand (ca. 1 h) bedürfen.

Durch die zeitliche Begrenzung der Kartierung lässt sich mit angemessenem Aufwand ein repräsentativer Ausschnitt aus der Brutsaison (Höhepunkt) erfassen. Früh- und spätbrütende Arten werden dadurch allerdings nicht umfassend dokumentiert. Eine vollständige Ermittlung des Artenspektrums ist nicht beabsichtigt und bezüglich der Fragestellung auch nicht erforderlich.

Zusätzlich wird die Nahrungsraumnutzung durch Großvogelarten wie z. B. Weißstorch, Schreiadler und Wiesenweihe miterfasst, da diesbezüglich erhebliche Änderungen zu erwarten waren.

Tagfalter und Widderchen

Analog zur Erfassung der Brutvögel erfolgt auf der gleichen Untersuchungsfläche eine Gitterfeldkartierung

der Tagfalter. Die Status-quo-Erfassung wurde 1992/1995 auf erweiterter Fläche vorgenommen

Methode:

- Gitterfeldkartierung mit einer Grundfeldgröße von 25 ha (Anzahl der zu bearbeitenden Felder 113),
- Kartierung jeweils 2 Jahre hintereinander, 2 Jahre Pause,
- Zeitaufwand pro Grundfeld 0,5 h,
- dreimalige Begehung,
- halbquantitative Erfassung.

Amphibien

Methode:

- Laichgewässerkartierung (Ermittlung des Arteninventars, Laichsuche, halbquantitative Bestandsabschätzung, 25 Kartierungspunkte),
- Kartierung jeweils 2 Jahre hintereinander, 2 Jahre Pause,
- zweimalige Kontrolle (März/April u. Mai/Juni).

Das erfassbare Artenspektrum konzentriert sich vornehmlich auf Froschlurche mit den Arten Moor-, Gras-, Laub- und Teichfrosch (Wasserfrosch-Komplex) sowie die Erdkröte. Alle übrigen Arten einschließlich der Molche sind aufgrund der vorherrschenden Habitatstrukturen nur bedingt zu erwarten bzw. aufwendiger zu erfassen.

Reptilien werden fakultativ miterfasst, dies gilt insbesondere für die Ringelnatter. Eine spezifische Erfassung für die Kreuzotter erfolgt im NSG „Grenztaunmoor“.

Fische

Methode:

- Elektrofischung an ausgewählten Gewässern bzw. -abschnitten,
- einmalige Beprobung von 50-100 m-Strecken (Frühjahr),
- Erfassung in vierjährigem Rhythmus,
- Determination nach Art, Gewicht und Länge.

Auch bei dieser Artengruppe steht nicht die Vollständigkeit des ermittelten Artenspektrums im Vordergrund, sondern die Dokumentation und der Erkenntnisgewinn aus repräsentativen Stichprobengrößen zu besiedlungsdynamischen Prozessen in renaturierten Fließgewässern.

Libellen

Methode:

- Kartierung ausgewählter repräsentativer Gewässerabschnitte (100 m Länge bzw. Einzelgewässer),
- Kartierung jeweils 2 Jahre hintereinander, 2 Jahre Pause,
- Erfassung der Imagines nach Sichtbeobachtung, zur Differenzierung der „Bodenständigkeit“ Verwendung von Nachweistypen,
- gezielte Exuviensuche und Kescherfang bei kritischen Artvorkommen,
- zweimalige Kontrolle der Beprobungsorte,
- halbquantitative Erfassung nach vorgegebenen Häufigkeitsklassen.

2.2.3 Nutzungs- und Strukturtypenkartierung

Für eine umfassende ökologische Interpretation der Gitterfeldkartierungen sind Kenntnisse der aktuellen Vegetation eine wichtige Voraussetzung. Da diese mit einem vertretbaren Aufwand nicht flächendeckend leistbar ist, wurde als Minimalvariante eine Nutzungs- und Strukturtypenkartierung anhand eines vorgegebenen Biotoptypenschlüssels vorgenommen.

Methode:

- flächendeckende Kartierung im Untersuchungsbereich der Gitterfeldkartierung (Niedermoor, ca. 2800 ha),
- Einmalbegehung nach dem 1. Juli, spätestens August,
- Kartierung in zweijährigem Rhythmus.

2.3 Ablaufplanung

Vor dem Hintergrund einer dem Anliegen einer Effizienzkontrolle adäquaten Ergebnissicherung sowie einer aufwands- und kostensparender Arbeitsweise erfolgte die Staffelung der Erfassungen so, dass in der Regel nicht mehr als 4 Untersuchungen (und zusätzliche notwendige technische Arbeiten) pro Jahr durchzuführen sind, um eine möglichst optimale Aufteilung des verfügbaren Budget zu gewährleisten. Jährlich wird ein Tätigkeitsbericht aus den Ergebnisdarstellungen der Bearbeiter zusammengestellt. In den Jahren 2001, 2005 und 2009 sind Zwischenberichte vorgesehen, die die bisherigen Ergebnisse kommentierend darstellen, auswerten und gegebenenfalls notwendige Maßnahmen zur Korrektur von unvorhersehbaren Entwicklungen vorschlagen. 2013 soll ein Endbericht erarbeitet werden, der die Wirksamkeit der Projektmaßnahmen insgesamt einschätzt.

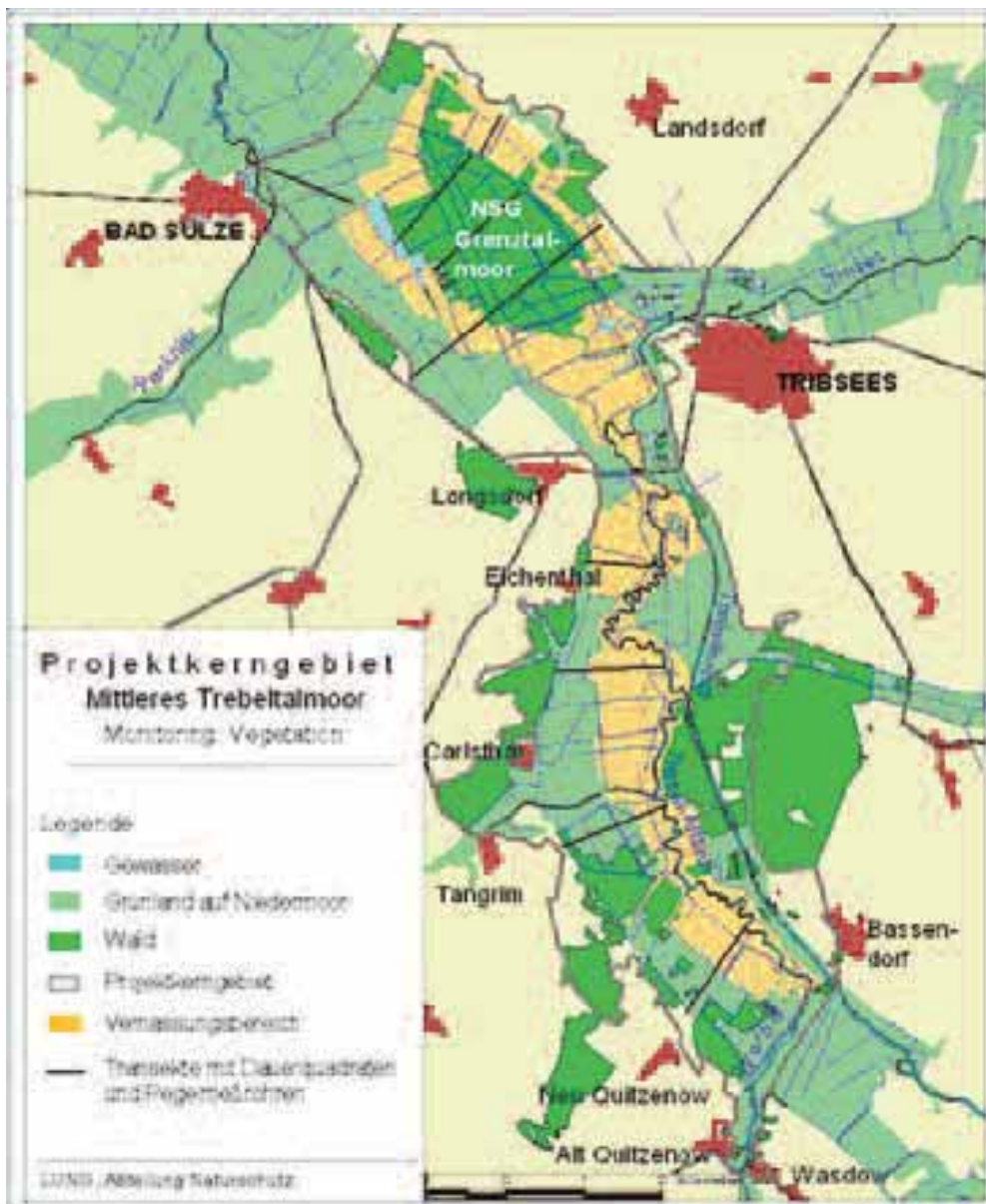


Abbildung 1

Projektkerngebiet Mittleres Trebeltalmoor

3. Erste Ergebnisse 5 Jahre nach der Renaturierung

Zwischen den Jahren 1995 und 1998 erfolgten für die einzelnen Teilbereiche die Grundlagenerhebungen, seit 1999 wird das Programm realisiert. Im vergangenen Jahr wurde eine erste Zwischenbilanz (I.L.N. GREIFSWALD 2002a, 2002b, VEGELIN 2002, GREMER & KOSKA 2002, PFAU GBR 2002) gezogen, aus der im nachfolgenden die wichtigsten Ergebnisse wiedergegeben werden.

3.1 Hydrologie und Gewässergüte

Im Ergebnis der Einrichtungsmaßnahmen im Projektgebiet (Wiederherstellung des alten Trebellaufes zwischen Tribsees/Langsdorf und Bassendorf sowie Errichtung eines Stützwehres zur Abkoppelung des Trebelkanales, s. Abb. 1) nahm das Gefälle des Flusses kontinuierlich zu (s. Abb. 2). Gegenwärtig beträgt es 34 cm. Diese Werte könnten sich noch erhöhen, wenn der wiedergeöffnete Trebellauf seiner völligen eigendynamischen Entwicklung überlassen und auf jegliche „Gewässerpflege“ verzichtet werden würde. Für nordostdeutsche Tieflandflüsse, deren Wasserstände stark von einem Zusammenspiel von Ostseewasserstand und klimatischen Bedingungen bestimmt werden, stellen derartige Beträge durchaus beachtliche Größenordnungen dar. Zur Erinnerung: die Peene weist zwischen Kummerower See und Mündung in das Oderhaff auf ca. 80 km Länge lediglich ein Gefälle von 28 cm auf, sie fließt also bei entsprechenden Ostwindlagen auch rückwärts!

Dabei sind die Trebelwasserstände im Jahresverlauf durch starke Schwankungen charakterisiert, die sich auf die nahegelegenen Niedermoorflächen auswirken. Die im Mittel um 20 cm gestiegenen Flusswas-

serstände am Pegel Tribsees-Süd bewirkten eine deutlich größere Vernässung und Anhebung der Grundwasserstände in den nördlichen Gebietsteilen als südlich davon, wo sich die Wasserstandsverhältnisse nicht wesentlich geändert haben. So ist eine Überflutung der trebelnahen Flächen zumindest im nördlichen und mittleren Teil des Untersuchungsgebietes nunmehr bei entsprechenden klimatischen Bedingungen möglich. Die bisherigen Angaben zur Gewässergüte erlauben noch keine Interpretation. Einerseits ist eine nur einmalige Messung wenig aussagekräftig, andererseits wurden 2001 nur einige wasserchemische Parameter analysiert, so dass keine ausreichende Vergleichbarkeit mit den früheren Messungen gegeben ist.

3.1.1 Gebietswasserstände und Geländehöhen im NSG Grenztalmoor

Im Gebiet um das NSG Grenztalmoor erfolgten die konsequentesten Verbau- und Anstauraßnahmen. Im Zusammenspiel mit dem oben beschriebenen Anstieg des Trebelwasserstandes traten dadurch umfangreiche Vernässungen auf, die z.T. zu ganzjährigen Überstauungen in den Randbereichen und den großen Flachabtorfungen führten (PFAU GBR 2002). Besonders deutlich wird diese Entwicklung im Bereich des südlichen Transektes 1 (s. Abb. 3), der durch den noch großflächig zusammenhängenden Restkörper aus Hochmoortorf führt. Im Zentrum des ehemaligen Regenmoores (Pegel 7 bis 17) kommt es jedoch nur in den Wintermonaten zu einer oberflächennahen Vernässung. In den Sommermonaten können die Wasserstände bis zu 50 cm unter Flur sinken. Neben den Transpirationsverlusten ist dafür ein noch immer mögliches Abströmen des Wassers über ein feines, tiefes altes Grabensystem möglich. Dieses dichte Netz wurde seinerzeit für die Abtorfung angelegt und

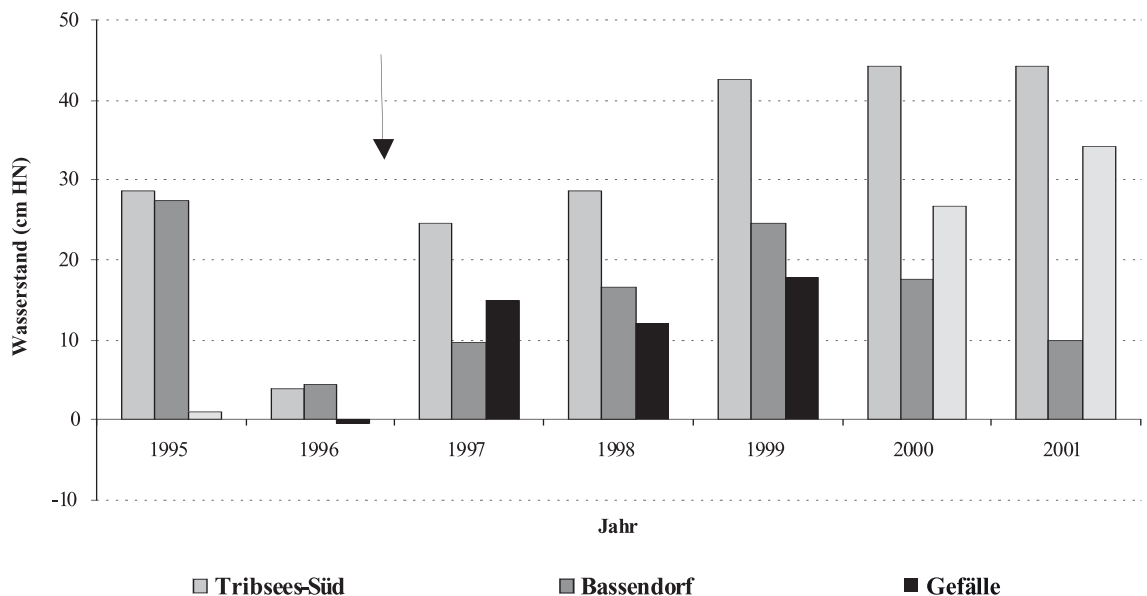


Abbildung 2

Mittlere Jahreswasserstände ab 1995 der Mittleren Trebel an den Mess-Stellen „Tribsees-Süd“ und „Bassendorf“ (in cm zu HN) und das daraus resultierende Gefälle (in cm). 1995 und 1996 vor Öffnung des ursprünglichen Trebellaufes, ab 1997 nach Öffnung des ursprünglichen Trebellaufes (Quelle: VEGELIN 2002).

ist heute nur noch sehr schwer erkennbar, wirkt aber stetig in seiner Entwässerungswirkung fort, wenn es nicht vollständig abgekammert und verschlossen wird. Das Transekt 2 führt durch den zentralen Teil des ehemaligen Regenmoores über großflächig abgetorfte Bereiche. Hier kam es im Zuge der Maßnahmen zu einem ganzjährigen Anstau der Grundwasserstände in bzw. über Flur, in den Randbereichen und den Flachtorfstichen steht das Wasser sogar ganzjährig über Flur an. Am ungünstigsten sieht die Situation im Nordteil des Grenztaalmoores aus, hier reicht die Wirkung der hydrologischen Schutzzone nicht aus, da weiterhin eine Entwässerung über im Westen gelegene Torfstiche sowie einen nicht konsequent verschlossenen Fanggraben am Nordostrand des Moores erfolgt. So bleiben die Wasserstände im Randbereich ganzjährig unter Flur, während das Wasser im Bereich des abgetorften ehemaligen Regenmoorkörpers zumindest im Winterhalbjahr weitgehend in Flur steht und in der Vegetationsperiode geringfügig darunter absinkt.

Diese Wasserstände hatten auch Auswirkungen auf die Geländehöhen des Gebietes. In den ganzjährig überstauten Bereichen sind Rückquellungen von bis zu 10 cm aufgetreten, wobei diese Beträge vor allem im abgetorften Regenmoorkörper der Transekte 2 und 3 zu verzeichnen sind. Doch auch die überstauten Randbereiche (Niedermoorkörper) weisen Quellungswerte von ca. 5 cm auf. Dagegen zeigen im Bereich des Hochmoorestkörpers im Transekt 1 Sackungsbeträge von bis zu 5 cm an, dass derzeit eine Nivellierung des Geländeprofiles vonstatten geht (s. Abb. 3).

3.1.2 Gebietswasserstände und Geländehöhen in den Wiesen am NSG Grenztaalmoor

In den Wiesen um das NSG Grenztaalmoor wurden weitere vier Transekte im Niedermoorbereich angelegt, um die Entwicklungen in der sogenannten hydrologischen Schutzzone zu verfolgen (s. Abb. 1). Drei davon sind als Verlängerung der drei Katenen aus dem Grenztaalmoor angelegt, nur das nordwestliche Transekt verläuft praktisch im rechten Winkel auf das obere Transekt im Grenztaalmoor zu. Im Zuge der Vernässungsmaßnahmen kam es im gesamten Bereich zu deutlichen Veränderungen im Grundwasserhaushalt, in der Regel erhöhten sich die Wasserstände um eine Stufe, so dass sie hier im Winterhalbjahr in Flur oder darüber und im Sommerhalbjahr bis zu 40 cm unter Flur liegen (VEGELIN 2002). Bei den gemessenen Geländehöhen ergaben sich z.Teil geringfügig höhere Werte (bis zu 5 cm). Ob diese Beträge jedoch auf eine Torfrückquellung oder aber auf andere Ursachen (Nutzungsauffassung, Torfoszillation durch unterschiedliche Gebietswasserstände etc.) zurückzuführen sind, muss hier offen bleiben, zumal eine vollständige Vernässung mit gleichbleibenden Wasserständen in Flur nicht erreicht werden konnte bzw. auch nicht auf der gesamten Fläche möglich ist.

3.1.3 Gebietswasserstände und Geländehöhen im übrigen Niedermoorbereich

Weitere vier Transekte wurden in den beiden ehemaligen Poldern Langsdorf und Bassendorf im mittleren und südlichen Teil des Projektgebietes eingerichtet

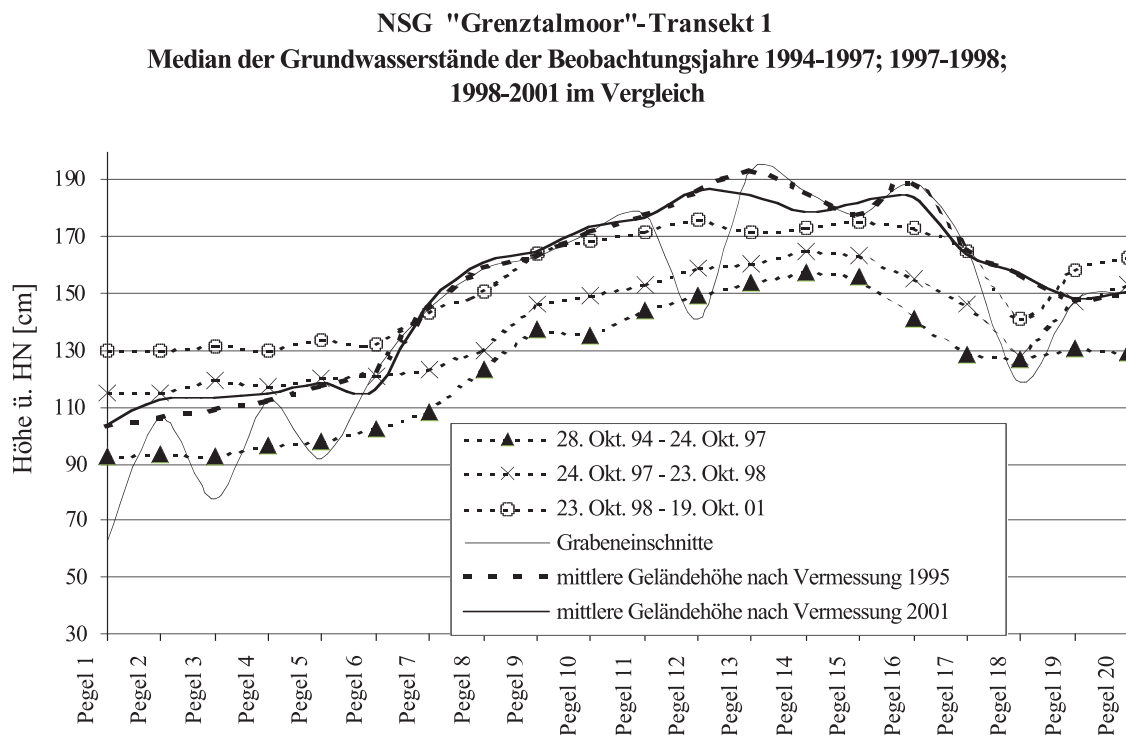


Abbildung 3
Median der Grundwasserstände von Oktober 1994 bis Oktober 1997 (Quelle: PFAU GBR 2002).

(s. Abb. 1). Sie verlaufen jeweils vom westlichen Talrand mehr oder weniger im rechten Winkel bis an den wiedergeöffneten Trebelaltlauf heran.

Hier ist eine klare Grundtendenz der Abnahme des erreichten Vernässungsgrades von Nord nach Süd erkennbar. In den beiden oberen Transekten erfolgte eine deutliche Vernässung, wodurch es zu einer Erhöhung von mindestens einer Wasserstufe bei deutlichem Rückgang der Wechselfeuchte kam (VEGELIN 2002). So sind beispielsweise im Transekt Eichenthal nunmehr relativ ausgeglichene Wasserstandsverhältnisse mit ganzjähriger Flachüberstauung zu verzeichnen. Auch das zweite Transekt weist wesentlich verbesserte Verhältnisse auf, die sich sowohl an den Wasserständen in bzw. knapp unter Flur als auch in einer nachweisbaren Erhöhung des Quelldrucks des anströmenden Grundwassers ablesen lassen. Neben dem bereits diskutierten Anstieg des Trebelwasserstandes sind für die positive Entwicklung vor allem die nachgebesserten Einstaumaßnahmen des Grabensystems zu nennen. In den beiden südlichen Transekten herrschen dagegen noch deutlich schwankende Wasserstände vor. In den talhangnahen Bereichen haben sich die Verhältnisse nur unwesentlich verbessert. Die tiefergelegenen Flächen weisen dagegen Vernässungen auf, die sich in einer Erhöhung der Wasserstufe um eine Einheit dokumentieren. Allerdings sind insgesamt deutlich wechselhaftere Verhältnisse als im Nordteil des Gebietes zu verzeichnen, die sich in einem winterlichen Ein- bzw. Überstau und einem tieferen Absinken der Pegel in den Sommermonaten (bis zur Wasserstufe 3+) niederschlagen. Als Hauptursache hierfür sind noch immer wirksame Entwässerungen zu nennen, die erhebliche Nachbesserungen bei den Einstaumaßnahmen erforderlich machen, die gegenwärtig in einem Folgeprojekt konzipiert werden.

Ganz analog ist die Entwicklung der gemessenen Geländehöhen zu interpretieren, in den beiden nördlichen, deutlich vernässten Transekten zeigt sich ein leichter Anstieg der Werte in der Mehrzahl der Dauerquadrate zwischen 5 und 10 cm. Die beiden südlichen, trockeneren bzw. wechselfeuchten Transekte weisen stagnierende bzw. sogar leicht rückläufige Beträge auf.

3.2 Vegetationsentwicklung

3.2.1 NSG Grenztalmoor

Das Grenztalmoor war schon vor der Wiedervernässung überwiegend mit Wald oder Gebüschstadien bedeckt. Die Ausnahme bildeten wenige kleine und besonders nasse Torfstiche, einige randliche Sukzessionsstadien sowie eine künstlich freigehaltene zentrale Freifläche. An dieser Verteilung und der generellen Waldfähigkeit hat sich auch nach der Renaturierung noch wenig geändert.

Im Sommer 1996 erfolgte die vegetationskundliche Erstaufnahme, wobei eine Fortentwicklung des Verfahrens von SCHUCKERT et al. (1994) zum Einsatz kam.

Anhand von drei Transekten werden drei typische Gebietseinheiten mit ihrem kleinräumig wechselnden Standortmosaik dargestellt (s. Abb. 1). Transekt 1 steht für den großflächigsten und besterhaltenen Regenmoor-Resttorfkörper im Südteil des Grenztalmoores, Transekt 2 repräsentiert das nördliche Torfstichgebiet mit seinem typischen Wechsel von breiten Torfstichen und schmalen Restflächen der ursprünglichen Regenmooroberfläche und Transekt 3 schneidet den kleinen Regenmoorschilb im Nordwesten sowie die nährstoffreiche Nordspitze des NSG (GREMER & KOSKA 2002).

Für die Untersuchung von 2001 wurden zur Reduzierung des Aufwandes 52 Dauerbeobachtungsflächen (DBF) ausgewählt. Dazu wurde generell jede zweite Fläche eingesetzt, in einigen Fällen wurde davon abgewichen, um repräsentativere Flächen zu betrachten. Die Vegetation der DBF wurde zu jedem Aufnahmezeitpunkt einer Vegetationsform (SCHLÜTER 1984, SUCCOW 1988, CLAUSNITZER & SUCCOW 2001) sowie einer Wasserstufe, einer Trophiestufe und einer Säure-Basen-Stufe zugeordnet (s. Tab. 1 u. 2).

Nach der Wiedervernässung veränderte sich erst bei 42% der DBF die Vegetationsform. Allerdings lassen sich nur etwa zwei Drittel dieser Änderungen auf die Erhöhung der Feuchtestufe zurückführen, da lediglich bei 29% der DBF eine Erhöhung der Wasserstufe zu verzeichnen ist. In allen DBF waren jedoch deutliche Veränderungen in den Deckungsverhältnissen und in der Artenzusammensetzung zu verzeichnen. Die gravierendsten Verschiebungen waren auf den tiefliegenden Torfstichflächen (Transekt 2) sowie in den Randbereichen zu verzeichnen. Dies korrespondiert mit der Entwicklung der Vernässungsgrade (s. Pkt. 3.1.1) ebenso, wie die Tatsache, dass die geringsten Veränderungen in den höher gelegenen Flächen (Torfrücken zwischen den Abtorfungen, Resttorfkörper im Transekt 1) nachweisbar waren.

Ursache hierfür ist eine deutliche Deckungsabnahme bei den Gehölzen und „Frischezeigern“, die durch die gestiegene Feuchte an Vitalität eingebüßt haben oder verdrängt wurden. Daneben hat auch die Zunahme von Nässezeigern und in geringerem Umfang auch von einigen ausbreitungsstarken Kräutern und Moosen (z.B. *Lycopus europaeus*, *Brachythecium rutabulum*) zur Verdrängung oder „Lückenfüllung“ geführt. Neben den Gehölzen hat auch der Rest der Pflanzen in Summe und im Schnitt aller DBF an Deckung verloren. Dieses Phänomen kann aus dem Vitalitätsverlust der Arten resultieren, die an die vormals trockeneren Bedingungen angepasst waren. Es ist denkbar, dass die entstehende „Lücke“ erst langsam von den an die jetzigen Bedingungen besser angepassten Arten gefüllt wird.

Insgesamt haben sich auf ca. 80% der untersuchten Flächen nasse bis halbnasse Bedingungen (Wasserstufen von 5+ und 4+) herausgebildet, die torfbildend bzw. zumindest -erhaltend sind und als Grundvoraussetzung zur Förderung moortypischer Arten

Tabelle 1

Liste der Gehölz-Vegetationsformen (VF), denen die DBF im Grenztaalmoor zugeordnet wurden. VF-Nr. und Angaben zu den Standortfaktoren nach CLAUSNITZER & SUCCOW (2001), Erläuterung zu den Standortfaktoren s. Tab. 2 (Quelle: GREMER & KOSKA 2002).

VF-Nr.	Vegetationsform	Wasserstufe	Wasserregimetyp	Trophiestufe	Säure-Basen-Stufe
2	Wollgras-Birken-Gehölz	5+ - 4+	T	o-a	sau
3	Torfmoos-Wollgras-Ohrweiden-Gebüsch	5+ - 4+	T	m-za	sau
4	Schnabelseggen-Moorbirken-Wald	5+ - 4+	T	m-za	sau
5	Torfmoos-Sumpffarn-Ohrweiden-Gebüsch	5+ - 4+	T	m-m	sau
6	Torfmoos-Moorbirken-Erlen-Wald	5+ - 4+	T	m-m	sau
8	Seggen-Lorbeerweiden-Gebüsch	5+ - 4+	T	m-m	sub-ka
9	Lorbeerweiden-Moorbirken-Wald	5+ - 4+	T	m-m	sub-ka
12	Sumpffarn-Grauweiden-Gebüsch	5+ - 4+	T	e-k - e-r	sub-ka
13	Walzenseggen-Erlen-Wald	5+ - 4+	T	e-k - e-r	sub-ka
21	Trunkelbeer-Moorbirken-Wald	3+	G	o-a	sau
22	Torfmoos-Moorbirken-Wald	3+	G	m-za	sau
23	Pfeifengras-Faulbaum-Gebüsch	3+	G	m-za - m-m	sau
24	Gilbweiderich-Stieleichen-Wald	3+	G	m-m	sau
25	Blutwurz-Grauweiden-Gebüsch	3+	G	m-m	sub-ka
26	Kreuzdorn-Moorbirken-Wald	3+	G	m-m	sub-ka
27	Sumpffeggen-Grauweiden-Gebüsch	3+	G	e-k - e-r	sub-ka
28	Frauenfarn-Erlen-Wald	3+	G	e-k	sub-ka
29	Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald	3+	G	e-r	sub-ka
34	Astmoos-Moorbirken-Wald	2+	G	o-a	sau
35	Brombeer-Faulbaum-Gebüsch	2+	G	m-za - m-m	sau
36	Brombeer-Moorbirken-Wald	2+	G	m-za	sau
37	Pfeifengras-Stieleichen-Wald	2+	G	m-m	sau
39	Kohldistel-Grauweiden-Gebüsch	2+	G	e-k - e-r	sub-ka
40	Alpenhexenkraut-Rotbuchen-Wald	2+	G	e-k	sub-ka
41	Flattergras-Erlen-Eschen-Wald	2+	G	e-r	sub-ka

Tabelle 2

Hydrologische und chemische Hauptfaktoren und ihre Skalierungen für das Spektrum der Vegetation auf den DBF des Grenztaalmoores (nach KOSKA in: SOCCOW & JOOSTEN 2001).

Faktoren	Skalierungen	Wertespanne/Beschreibung	Kurzbeschreibung der Faktoren
Wasserstufe (WS)	5+ nass	Mj: ca. 20 - 0 cm ber Fl.	vegetationswirksame Bereiche des Wasserangebotes im und über dem Boden; Parameter: Jahres-Medianwerte (Mj) des Wasserstandes (+) bzw. der Bodenfeuchte (-)
	4+ halbnass	Mj: ca. 0 - 20 cm unter Fl.	
	3+ feucht	Mj: ca. 20 - 45 cm unter Fl.	
	2+ mäßig feucht	Mj: ca. 45 - 80 cm unter Fl.	
	2- mäßig trocken	Mj: ca. > 80 cm unter Fl.	
Wasserregimetyp (WRT)	T topogen	Senken oder schwach geneigtes Gelände, ständig bis langfristig überstaut	Dynamik des Wassers aufgrund hydrogeologischer Gebietseigenschaften
	G Grund / Stauwasser	Wasser nahezu ständig unter Flur, geringe bis mäßige Schwankung	
Trophiestufe (TS)	o-sa oligotroph-sehr arm	C/N > 40	Verfügbarkeit der Hauptnährstoffe; Parameter: in Mooren und Wäldern das C/N-Verhältnis des Oberbodens
	o-a oligotroph-arm	C/N 33 - 40	
	m-za mesotroph-ziemlich arm	C/N 26 - 33	
	m-m mesotroph-mittel	C/N 20 - 26	
	e-k eutroph-kräftig	C/N 13 - 20	
	e-r eutroph-reich	C/N 10 — 13	
Säure-Basen-Stufe (SBS)	p polytroph	C/N < 10	pH-Bereiche (für Oberboden in KCl)
	sau sauer	pH < 4,8	
	sub subneutral	pH 4,8 - 6,4	
	ka kalkhaltig	pH > 6,4	

erforderlich sind. Die Vegetation zeigt dies jedoch erst auf ca. 60% der Flächen an, sie hat sich also erst in der Hälfte der neu zu diesem Wasserstufenbereich hinzugekommene Flächen erkennbar umgebildet. Die Flächenanteile der ganzjährig hohe Nässe aufweisende Standorte hat sich von 10% vor der Renaturierung auf nunmehr 35% erhöht, die Vegetation zeigt dies auf ca. 25% der Flächen an.

Noch unbefriedigend sind die Ergebnisse in den höher gelegenen Bereichen des Transektes 1 (Restkörper des Regenmoores) sowie der Rest-Torfdämme in den übrigen Transekten. Hier sind weitere Nachbesserungen beim Verschluß des Grabensystems zur maximalen Rückhaltung des Niederschlagwassers nötig.

Gefährdungen für den Lebensraum durch Stoffmobilisierungen, Eutrophierung oder Baseneinträge sind bislang nicht erkennbar. Für das Moorzentrum deuten die ausgewerteten Messdaten zur Wasserchemie auf eine gleichbleibende bis leicht verbesserte Wasserqualität hin. Lediglich auf den Flächen am NSG-Rand treten ein stärkerer Baseneinfluss und eine Tendenz zu höheren trophischen Zuständen auf. Eine Nährstoffmobilisierung könnte hier Folge von Absterbevorgängen oder anaerober Phosphatmobilisierung sein. Hier treten entweder starke Überstauungen oder wenigstens besonders hohe Wasserstandsanhörungen auf, die ein größerer Teil der Vegetation nicht toleriert hat. Der höhere Basenstatus ist an diesen Orten allerdings durchaus wünschenswert, weil er einem

Tabelle 3

Summenparameter für alle Transekte zum Vergleich 1996/2001 (Quelle: GREMER & KOSKA 2002).

Artenzahl und Artenwandel:	Anzahl	%
Gesamtzahl Taxa 1996 bis 2001 (inklusive Gehölze der Schichten)	239	
- davon Gehölztaxa	40	
Gesamtartenzahl 1996 bis 2001	219	
- davon Gehölzarten	20	
Gesamtartenzahl 1996	156	
Gesamtartenzahl 2001	207	
neu nachgewiesene Taxa (Gesamtzahl, in % der Gesamtzahl an Taxa)	66	28
mit höherer Deckung neu etablierte Taxa (mit gerichteter signif. Deckungsstufenänderung wenigstens in einem Fall >1, in % der Gesamtzahl an Taxa)	19	8
nicht mehr nachgewiesene Taxa (Gesamtzahl, in % der Gesamtzahl an Taxa)	14	6
nicht mehr vorgefundene Taxa mit ehemals höherer Deckung (mit gerichteter signif. Deckungsstufenänderung wenigstens in einem Fall <-1, in % der Gesamtzahl an Taxa)	5	2
Taxa mit signif. Deckungszunahme (Gesamtsumme gerichteter signif. Deckungsstufenänderung über alle DBF > 1, in % der Gesamtzahl an Taxa)	62	26
Taxa mit signif. Deckungsabnahme (Gesamtsumme gerichteter signif. Deckungsstufenänderung über alle DBF <-1, in % der Gesamtzahl an Taxa)	70	29
Anzahl und Anteile von DBF mit spezifischen Veränderungen (Gesamtzahl DBF: 52):	Anzahl	%
signifikante Deckungsstufenänderungen (ungerichtet)	52	100
deutlich neu etablierte Taxa (bei Deckungsstufenänderung > 1)	40	77
nicht mehr vorgefundene Taxa (bei Deckungsstufenänderung < -1)	43	83
veränderte Vegetationsform (Anzahl, %, incl. veränderter WS-Ausbildung)	22	42
erhöhte bioindizierte Wasserstufe	15	29
veränderte Trophiestufe	6	12
veränderte Säure-Basen-Stufe	0	0
signifikante Abnahme der Gehölzdeckung (B+S, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen < -1)	33	63
signifikante Zunahme von Nässezeigern (i.e.S., 5+, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen > 1)	13	25
signifikante Zunahme von Nässezeigern i.w.S. (5+ bis 4+, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen > 1)	17	33
signifikante Abnahme von Frischezeigern i.w.S. (WS 2- bis 3+, 4+ oder 5+, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen < -1)	45	87
signifikante Zunahme von Oligo-Mesotrophiezeigern (sa bis m, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen > 1)	10	19
signifikante Abnahme von Oligo-Mesotrophiezeigern (sa bis m, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen < -1)	33	63
signifikante Zunahme von Meso-Eutrophiezeigern (p bis za, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen > 1)	10	19
signifikante Abnahme von Meso-Eutrophiezeigern (p bis za, Summe gerichteter signif. Deckungsstufenänderungen < -1)	30	58

steigenden Einfluss des dort natürlicherweise ankommenden mineralreichen Grundwassers entspricht.

Die Artenbilanz ist allgemein betrachtet bislang positiv. Wenn die leicht übersehbaren Funde mit geringer Deckung außer Acht gelassen werden, so haben sich auf den DBF 19 Arten neu etabliert, während bislang 5 verschwunden sind (s. Tab. 3). Die gewünschten „Zielarten“ oligotroph-saurer und mesotropher, nasser bis mäßig feuchter Standorte sind bislang nicht darunter. Manche dieser Arten, vor allem die nässeabhängigen haben in der Häufigkeit zugenommen (z.B. *Sphagnum recurvum*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata*). Dagegen gingen andere mit mittleren Feuchtansprüchen dem allgemeinen Trend zur Deckungsabnahme folgend zurück (z.B. *Vaccinium uliginosum*, *Sphagnum fimbriatum*, *S. capillifolium*).

3.2.2 Niedermoorbereiche

Die Aufnahme der Vegetation der insgesamt 50 Dauerbeobachtungsquadrate (DBQ) wurde im Juli 2001 durchgeführt, davon entfallen 15 DBQ auf den Komplex der Wiesen am Grenztaalmoor. Die übrigen 35 verteilen sich auf die 4 Transekte im Südteil des Projektgebietes. Die Aufnahmen selbst erfolgten nach der Londo-Skala (LONDO 1976). Bei der Auswertung stehen neben den Artenzahlen vor allem die sogenannten Zielwerte der Vegetation und die Deckung der bestandsbildenden Arten im Mittelpunkt des Interesses (VEGELIN 1999/2000, 2002). Generell ist hier festzustellen, dass sich die Vegetation in den vernässten Niedermoorflächen deutlich langsamer verändert als im Grenztaalmoor, teilweise sind erst die ersten Ansätze erkennbar. Neben noch nicht ausreichenden bzw. gerade nachgebesserten und somit erst kürzlich wirksam gewordenen Staueinrichtungen/Einstaumaßnahmen scheint auch die vorherige Vegetation ein größeres Beharrungsvermögen aufzuweisen. Veränderte Nutzungen und Nutzungsweisen bzw. infolge von Auflassung einsetzende Sukzession überlagern diese Prozesse, so dass die Beurteilung der beobachteten Entwicklungen ungleich schwieriger ist.

Wiesen am Grenztaalmoor

Die Niedermoorgrünländer um das NSG Grenztaalmoor wurden in der Vergangenheit intensiv genutzt und hierzu tief entwässert. Besonders intensiv erfolgte dies im Westen und Norden des NSG, während die südlichen, unmittelbar an das Grenztaalmoor grenzenden Flächen und die sich im Nordosten anschließenden Bereiche noch teilweise Feuchtwiesenfragmente aufwiesen und in letzterem Falle auch erst relativ spät entwässert wurden (1980er Jahre), so dass hier insgesamt günstigere Voraussetzungen für eine Renaturierung bestanden.

Im Jahr 2001 erfolgte die erste Wiederholungsuntersuchung, so dass bisher erst zwei Untersuchungsjahre für die Auswertung zur Verfügung stehen, daher sind detaillierte Aussagen zur Vegetationsentwicklung nur sehr bedingt möglich. So lassen sich insgesamt noch relativ wenige Vegetationsänderungen in

den vier Transekten feststellen, obwohl sich generell die Wasserstände erhöhten (um eine Stufe). Eine gewisse Ausnahme bilden die unmittelbar an die hoch angestaute Randzone des NSG Grenztaalmoor reichenden Flächen im Südwesten und Süden des Gebiets. Hier kam es aufgrund der langanhaltenden Überstauung und der Nutzungsaufgabe zur Ausbildung von artenarmen Rohrglanzgras-Röhrichtchen, deren Zielwert bei 0 liegt. Dabei kommt es zum langsamen Umbau der Vegetationsstruktur, typische wechselfeuchte Arten wie *Agrostis canina*, *A. stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, u.a. wurden verdrängt, auch solche für genutztes Feuchtgrünland typische Vertreter wie *Carex hirta*, *Festuca pratensis*, *Phleum pratense*, *Polygonum persicaria*, *Taraxacum officinale* und *Trifolium repens* fielen aus. So weisen die aufgelassenen Bereiche generell einen Rückgang bei den Artenzahlen auf, während der durchschnittliche Zielwertes leicht ansteigt. In den genutzten Bereichen zeichnet sich eine andere Entwicklung ab: die Artenzahlen steigen insgesamt, von einigen Ausnahmen abgesehen, leicht an – bei gleichzeitiger geringer Erhöhung des durchschnittlichen Zielwertes. Wohin dieser Trend führt und welche Vegetationsformen dabei entstehen können, ist derzeit noch völlig offen. Neben zahlreichen weiteren Faktoren hängen aber entscheidende Fortschritte bei der Etablierung der angestrebten Vegetationsentwicklung (Ziel: torfbildende Vegetationsbestände, charakteristische Niedermooroffenlandschaften als Lebensraum für angepasste Tierarten) davon ab, ob es gelingt eine weitere Stabilisierung des Wasserhaushaltes und insbesondere eine Verringerung der Wechselfeuchte zu erreichen. Darüber hinaus sollte in geeigneten Jahren eine Wiederaufnahme der (Mäh-)Nutzung in ausgewählten Bereichen erfolgen.

Übriger Niedermoorbereich (ehemalige Polder Eichenthal und Bassendorf)

Aus diesem Talmoorabschnitt liegen Untersuchungsergebnisse aus insgesamt sechs Jahren vor, davon drei aus den Jahren nach der Vernässung 1997. Die vier Transekte führen über in der Vergangenheit intensiv genutztes Grünland. Allerdings weisen die beiden nördlichen Katenen in ihrem Verlauf z. T. breite ehemalige Flachabtorfungen auf, so dass hier bereits vor der Renaturierung andere Höhenverhältnisse und Grundwasserflurabstände herrschten. Durch die oben beschriebene generell größere Anhebung der Wasserstände in diesem Bereich (Trebelpegel, Einstaumaßnahmen) wurde dieses relativ günstigere Ausgangspotential weiter gefördert.

Besonders charakteristisch lässt sich die Entwicklung im Transekt Eichenthal verfolgen, wo sich die Vegetation bereits deutlich geändert hat. Dies betrifft vor allem die Entwicklung der Zielwerte, die in den ehemaligen Flachabtorfungen stark zugenommen haben (s. Abb. 4, DBQ Eic1-Eic 5). Die höherliegenden DBQ in den Grünlandbereichen weisen erheblich niedrigere Werte auf, die sich zudem indifferent verhalten.

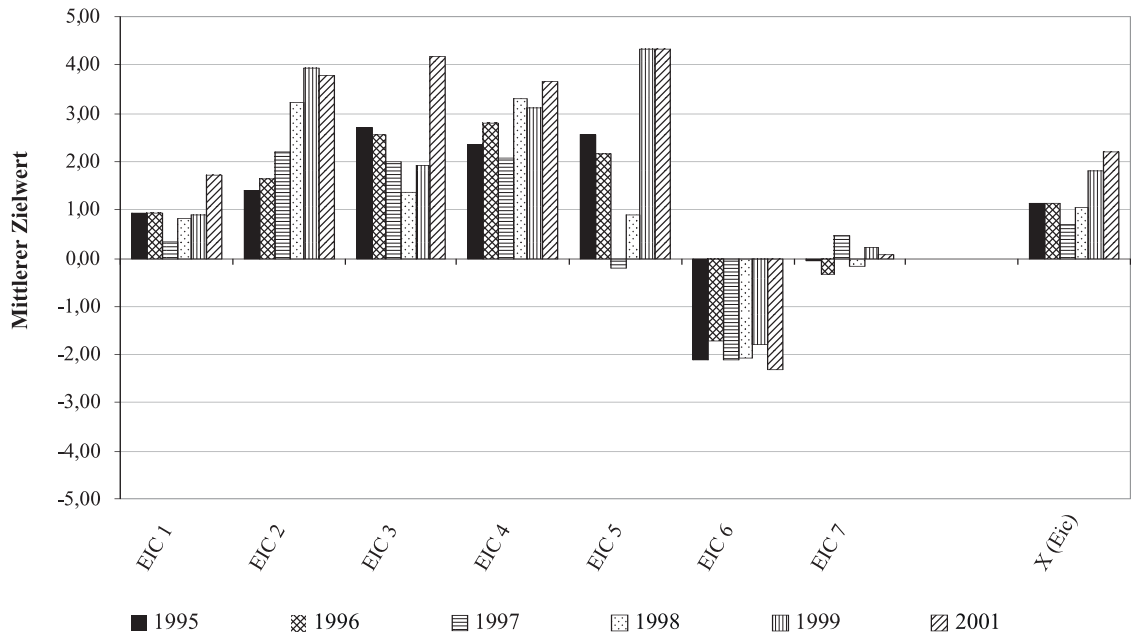


Abbildung 4
Zielwertentwicklung der Vegetation in den Dauerbeobachtungsquadraten (DBQ) des Transektes Eichenthal (EIC) 1995 bis 2001. X(Eic) = Mittelwert der insgesamt 7 DBQ (Quelle: VEGELIN 2002).

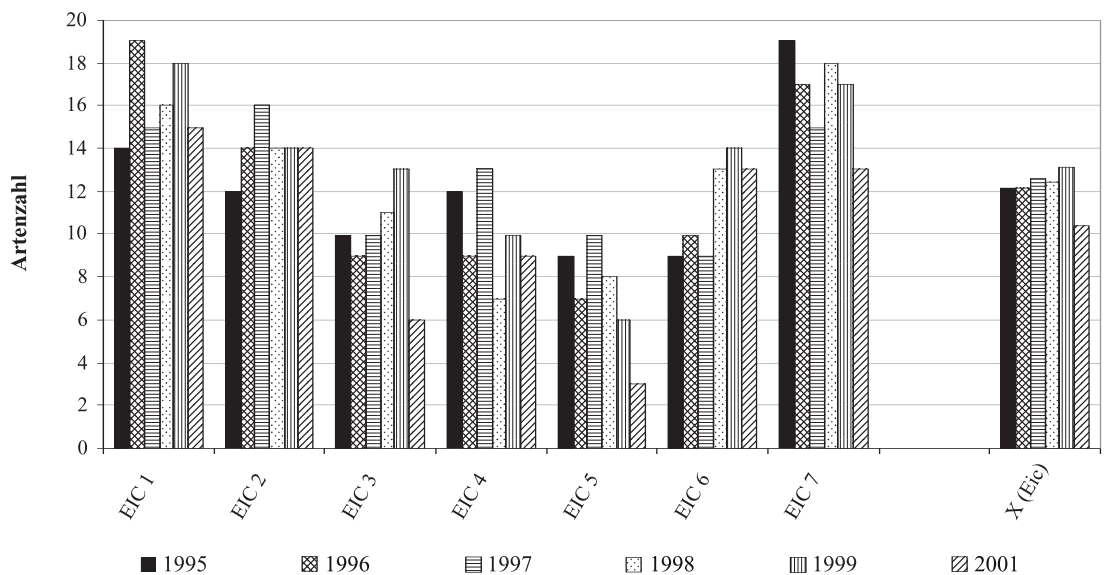


Abbildung 5
Entwicklung der Artenzahlen in den DBQ des Transektes Eichenthal (EIC) von 1995 bis 2001. X(Eic) = Mittelwert der insgesamt 7 DBQ (Quelle: VEGELIN 2002).

Die Artenzahlen schwanken stark, sie zeigen aber eine leicht abnehmende Tendenz, da es in der Vegetation zu merklichen Umschichtungen kam (s. Abb.5). Feuchtwiesen- und Grünlandarten wie *Cardamine pratensis*, *Deschampia cespitosa*, *Epilobium palustre*, *Galium palustre*, *Glyceria fluitans*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis* und *Ranunculus acris* gingen zurück bzw. sind völlig verschwunden. Typische Arten der nassen Riede wie *Alisma plantago-aquatica*, *Carex rostrata*, *Carex vesicaria*, *Carex gracilis*, *Eleocharis palustris*, *Glyceria maxima*, *Iris pseudacorus*, *Lysimachia*

vulgaris, *Poa palustris* und *Lemna minor* haben sich neu angesiedelt bzw. erheblich ausgebreitet. Überstauungsempfindliche Arten sind verschwunden, eine den Standortbedingungen angepasste Vegetation hat sich weitgehend eingestellt, so dass hier gute Chancen für eine Torfneubildung durch typische Niedermoorvegetation bestehen (z.B. Schnabel- und Schlank-Seggenriede).

In den Flachabtorfungen des Transektes Carlsthal verlief die Entwicklung nicht ganz so positiv. Bei schwankenden Artenzahlen kam es zu einer leichten

Zunahme des Zielwertes. Allerdings bewegen sich beide Parameter auf ähnlich hohem Niveau wie in den vergleichbaren Flächen des Transektes Eichen-thal. Daher kann dies insgesamt als erfolgreiche Entwicklung interpretiert werden, vor allem wenn man berücksichtigt, dass der aussagekräftige Zielwert nur in den ehemaligen Flachabtorfungen positive Werte aufweist – alle übrigen DBQ in den vier Transekten weisen negative Zahlen auf. In den höher gelegenen Bereichen beider Transekte werden die insgesamt wechselfeuchten Verhältnisse und unregelmäßigen Nutzungsbedingungen zu einer weiteren Ausbildung von Rohrglanzgras-Röhrriichten führen.

Die beiden südlichen Transekte weisen eine sehr heterogene Entwicklung auf. Sowohl die bislang nicht ausreichende Vernässung als auch die sehr unterschiedlichen Nutzungsweisen lassen keine gesicherte Interpretation zu. In den noch genutzten Grünland-

flächen lässt sich – bei insgesamt starken Schwankungen – eine leicht steigende Tendenz sowohl bei den Artenzahlen als auch bei den Zeigerwerten beobachten. Stellenweise zeigt sich in der Vegetation des genutzten Grünlandes eine geringe Zunahme von Feuchtwiesenarten und in einigen Fällen von typischen Sumpfwarten bei gleichzeitigem Ausfall einiger stark torfzehrende Standorte anzeigende Arten (Tab. 4). Insgesamt spiegelt sich auch in der Deckungsentwicklung der bestandsbildenden Arten eine allmähliche Umwandlung der Vegetation vom Intensiv- zum Extensivgrünland wider. Diese Entwicklung hatte wahrscheinlich bereits vor Beginn der Untersuchungen im Jahr 1995 eingesetzt. Der Trend wird nun an vielen Stellen durch die feuchteren Bedingungen (Resultat der Renaturierungsmaßnahmen) im Zusammenspiel mit der Grünlandextensivierung etwas beschleunigt. Die stellenweise zu beobachtende Ausbreitung von *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria*

Tabelle 4

Übersicht über die Deckungsentwicklung der bestandsbildenden Arten im genutzten Grünland (19 DBQ) von 1995 bis 2001; Ges.-Trend. = Gesamttendenz auf der Basis aller DBQ (Quelle: VEGELIN 2002).

- ↑ starke Zunahme
- ↑ leichte Zunahme
- ↔ etwa gleichbleibend
- ▨ Dominanz 1995
- ▩ 1995 noch nicht vorhanden
- ↓ starke Abnahme
- ↓ leichte Abnahme
- ▧ Dominanz 2001
- ▩ 2001 verschwunden
- (.) nicht oder zu wenig vorhanden
- (.) widersprüchliche Daten und deshalb unsicheres Ergebnis
- ▨ Dominanz 1995 und 2001

Transekt	Art	DBQ	CAR				TIM					QUI					Gesamt-Tendenz
			1	3	4	5	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	
	<i>Agrostis stolonifera</i>		↔	↔	↓	↔	↑	↓	↓	↓	↓			↔	↔	↔	(↔)
	<i>Alopecurus geniculatus</i>		↔	↑	↔	↑	↑	↑	↑	↔				↑	↑	↑	↑
	<i>Alopecurus pratensis</i>		↔										↓	↑	↑	▩	(↔)
	<i>Carex acuta</i> (= <i>C. gracilis</i>)									↔							
	<i>Elymus repen</i> (= <i>Agropyron r.</i>)					▩		▩					↓	↔	▩	↔	↓
	<i>Festuca rubra</i>		↓	↑	▩					↑	↑		▩	▩	↔		(↑)
	<i>Glyceria fluitans</i>		↔		▩					↑							↑
	<i>Glyceria maxima</i>			▩						▩							?
	<i>Holcus lanatus</i>		↔	↓	↑	↓	↑	↔	↔	↑	↑		↓	↑	↔	▩	(↑)
	<i>Phalaris arundinacea</i>		↔	↑	↔	↓		▩		↔							↔
	<i>Poa palustris</i>										▩						(↔)
	<i>Poa pratensis</i>		▩	↓		▩	↓	↓	↓	▩	↓	▩	↔	▩	↓	▩	↓
	<i>Poa trivialis</i>		↔	↑	↔	↑	↑	↑	↑	↔	↔		↑	↑	↑	↑	↑
	<i>Potentilla anserina</i>					↑	↔	↓	↓	↔	↔		▩	↓	↔	↔	↓
	<i>Ranunculus repens</i>		↑	↓	▩	↔	↓	↓	↓	↓	↔		↑	↔	↔	↑	(↓)
	<i>Rumex acetosa</i>		↔		↔	↔	↑	↑	↑	↔	↑		↑	↑	↔	↑	↑
	<i>Stellaria palustris</i>									▩							↓

fluitans weist ebenfalls auf höhere, aber noch mäßig wechselfeuchte Bedingungen hin.

In den unregelmäßig genutzten Grünlandstandorten sind sehr unterschiedliche Entwicklungen – je nach dem vorherrschenden Grad der Wechselfeuchte – zu beobachten. In den meisten Fällen nimmt die Artenzahl bei stagnierenden Zielwerten leicht ab. Allgemein kam es zu einer massiven Ausbreitung von *Phalaris arundinacea*, so dass andere, vor allem niedrigwüchsige Arten wie z.B. *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Potentilla anserina*, *Ranunculus repens* und *Stellaria palustris* regelrecht verdrängt wurden. Ganz ähnliche Entwicklungen vollziehen sich in den aufgelassenen Flächen. Hier kommt es zu einer offensichtlich aus der Samenbank gesteuerten Neuansiedlung von *Juncus effusus*. Ebenso wird künftig *Alopecurus geniculatus* aufgrund der trotz häufigeren Überflutungen und Überstauungen noch sehr wechselfeuchten Verhältnisse eine größere Rolle in der Vegetationszusammensetzung spielen.

3.3 Entwicklung der Nutzungs- und Strukturtypen

Im Jahre 2002 erfolgte zum dritten Mal eine flächendeckende Erfassung der Nutzungs- und Strukturtypen durch eine einmalige Begehung im Spätsommer. Parallel zu den faunistischen und vegetationskundlichen Untersuchungen sollte die Flächenentwicklung dokumentiert werden, insbesondere vor dem Hintergrund einer Analyse und Interpretation der faunistischen Trends. Nutzungsart und -intensität haben einen nachhaltigen Einfluss auf die Dynamik von Tier- und Pflanzenbeständen. Dies gilt umso mehr vor dem Hintergrund der noch auf längere Sicht ausbleibenden angestrebten stabileren Zielzustände (torfakkumulierende Niedermoorvegetation).

Im Zuge der Planungen zum Life Projekt wurde ein Rahmenplan zur Pflege und Entwicklung des Projektgebietes erarbeitet, der unter bestimmten Prämissen eine Prognose der zu erwartenden Entwicklung der Nutzungsbereiche formulierte (I.L.N. GREIFSWALD 1998a). In der Tabelle 6 sind die Flächenanteile der Prognose den Ergebnissen des Ausgangszustandes 1995 und den beiden Wiederholungsuntersuchungen 2000 und 2002 gegenübergestellt.

Aus Tabelle 5 geht deutlich hervor, dass die angestrebten Entwicklungen nicht erreicht wurden. Es ist ein starker Zuwachs der Auflassungsflächen zu ver-

Tabelle 5
Flächenanteile (km²) der kartierten Nutzungstypen und der Prognose laut Rahmenplan.

Nutzungstyp	Prognose	1995	2000	2002
Auflassung	4,8	6,1	9,3	11,9
Mahd	4,6	9,3	0,9	0,6
Beweidung/Mahd	7,4	4,2	9,5	6,6
Pflege	3,1	-	-	-

zeichnen, deren Flächenanteil sich gegenüber 1995 zu Lasten der Mähwiesen sowie der potenziellen Pflegebereiche fast verdoppelt hat. Damit wurde das Ziel der Etablierung von **Feuchtwiesen** weitgehend verfehlt. Lediglich im ehemaligen Polder Bassendorf konnten sich strukturiertere Feuchtwiesen erhalten (VEGELIN 2002).

Auf den **Weideflächen**, die sich im wesentlichen auf den Raum westlich des Grenztales konzentrieren, traten durch die Beweidung deutliche Vegetations- und Strukturveränderungen auf, die überwiegend nicht mit den angestrebten Entwicklungen übereinstimmen. Neben erheblichen Trittschäden zeichnet sich eine massive Ausbreitung der Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) ab, die, da sie von den Weidetieren weitgehend verschmäht wird, eine hohe Flächendominanz aufbaut. Wenn künftig keine Weidepflegemaßnahmen erfolgen, so ist in absehbarer Zeit die Nutzbarkeit dieser Flächen kaum noch zu gewährleisten. Auch der Einsatz von großrahmigen Rinderrassen trägt zur erheblichen Schädigung des Moorkörpers bei.

Auf den **Auflassungsflächen** hat sich mit wenigen Ausnahmen eine dichte und hohe Vegetationsdecke etabliert, die von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Stauden dominiert wird. In anderen Teilgebieten wie etwa südlich des Grenztales, wo durch zusätzliche Maßnahmen eine Überstauung eingeleitet wurde, breiten sich daneben Schwaden (*Glyceria fluitans*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) aus. Kennzeichnend ist eine über 1 m hohe Flur, die auf trockneren bzw. wechselfeuchten Standorten hochgradig von Distel- und Brennnesselstauden durchsetzt ist und einen dichten Bestandsschluss aufweist. Dort, wo der Vernässungseinfluss deutlich stärker ausgeprägt ist – wie z.B. nordöstlich des Grenztales, in den Flachabtorfungen im ehemaligen Polder Eichenthal sowie in den tieferliegenden bzw. trebnahen Bereichen – stellt sich die Vegetation vielfältiger und derzeit noch strukturierter dar. Doch auch hier ist die Etablierung von torfbildenden Seggenrieden mit Ausnahme der Flachabtorfungen im Polder Eichenthal noch überwiegend ausgeblieben (VEGELIN 2002). In diesen Flächen konzentrieren sich gegenwärtig die charakteristischen faunistischen Elemente der offenen Niedermoorlandschaft.

3.4 Veränderungen in der Brutvogelfauna

Nach der Erstaufnahme der Brutvogelfauna 1995 erfolgten die drei Wiederholungsuntersuchungen 1998, 2000 und 2002 nach der oben beschriebenen Methode der Rasterkartierung (I.L.N. GREIFSWALD 1995a, 1998b u. 2000b).

Das Ziel der Untersuchungen besteht in der Dokumentation der Veränderungen von Verbreitung und Abundanz sowie der Reaktionen der Brutvogelfauna auf die Wiedervernässungsmaßnahmen und hier insbesondere der Arten des Anhangs der EG-Vogelschutzrichtlinie im Sinne eines Erfolgsmonitorings. Auf der Grundlage der Projektzielstellungen wurden Zielarten benannt, von denen die nach dem Aktionsprogramm der Europäischen Kommission (EUROPE-

AN COMMISSION 2001) im europäischen Rahmen als prioritär anzusehenden Arten Große Rohrdommel, Schreiadler und Wachtelkönig die wichtigsten sind. Darüber hinaus erfolgte eine Auswahl von Leitarten auf der Grundlage langjähriger Erfahrungen der Bearbeiter in Anlehnung an FLADE (1994). Dies betraf solche Arten, die in ihren Lebensraumansprüchen zur Brutzeit einen engeren Zusammenhang zu den Zielen der Renaturierung (Anheben der Grundwasserstände, Etablieren von selbsterhaltender Niedermoorvegetation) erwarten lassen. Es wurden sowohl seltene sowie häufige Arten herangezogen, da in beiden Fällen von ähnlichen Reaktionen auf die Landschaftsveränderungen auszugehen ist.

Zur weiteren ökologischen Kennzeichnung wurden alle Arten einer ökologischen Gilde zugeordnet, wobei das von ihnen präferierte Nisthabitat ausschlaggebend war (vgl. BEZZEL 1982, BELLEBAUM 1996).

Durch die vier Untersuchungen konnten bisher insgesamt 129 Arten nachgewiesen werden. Davon entfallen 76 (59%) auf die Singvögel (Passeres) und 53 (41%) auf die Nichtsingvögel (Nonpasseres). Im Jahr 2002 wurden 115 Arten registriert (1995: 105 Arten, 1998: 16 Arten, 2000: 111 Arten). 96 Arten (74,4%) waren in allen vier Untersuchungsjahren anzutreffen. Dabei sind nicht alle der in den Wiederholungskartierungen neu festgestellten Arten als echter Zuwachs zu werten. Bei aller Vorsicht der Interpreta-

tion kann dies aber für folgende fünf Arten angenommen werden: Graugans, Knäk-, Krick-, Löffelente und Tüpfelralle.

Wesentlich deutlichere Veränderungen gab es dagegen in den quantitativen Verhältnissen der Vogelartengemeinschaft. Wie aus Abb. 6 ersichtlich ist, erhöhte sich die Zahl der Revierpaare von 5486 im Jahre 1995 auf 7848 im Jahre 2002.

Die größte Bestandszunahme von 35% gab es im Jahr unmittelbar nach den Renaturierungsmaßnahmen, während bei den späteren Untersuchungen die Zunahme jeweils ca. 5% betrug.

Dieser Brutbestand setzte sich fast ausschließlich aus den ökologischen Gilden (Nistgilden) der Baum-, Gebüsch-, Boden- und Röhrichtbrüter zusammen (ca. 98%). Die durch die Projektmaßnahmen ausgelösten Vernässungen großer Teile des Gebietes bewirkten Verschiebungen zwischen den Nistgilden (s. Abb. 7). Während 1995 noch fast 60% der Revierpaare zu den Gebüsch- und Baumbrüter gehörten, sank ihr Anteil in den folgenden Jahren auf etwa 50%. Dafür erhöhten sich zunächst die Bestandszahlen der Boden- und Röhrichtbrüter. Dabei wies die letztere Gilde einen anhaltenden deutlichen Zuwachs auf, so dass sich die Bestände fast verdreifachten. Die Bodenbrüter zeigten dagegen 2002 erstmals eine rückläufige Tendenz. Gegenüber dem Maximum von 1998 erfolgte eine Abnahme um fast 18%. Hier schlagen die bereits mehrfach diskutierten Auflas-

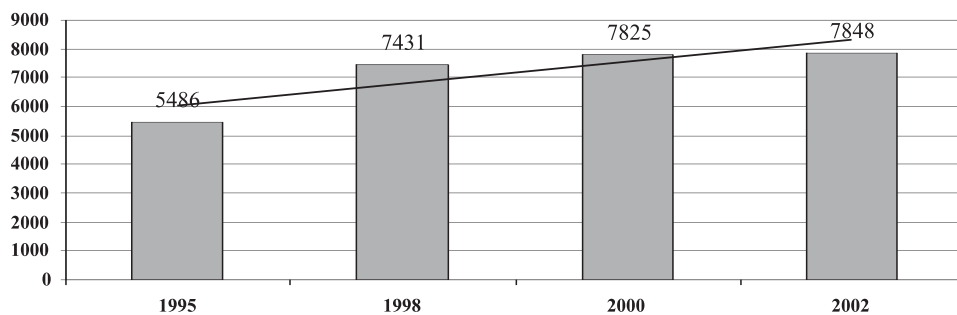


Abbildung 6
Entwicklung der Revierpaarzahl 1995-2002

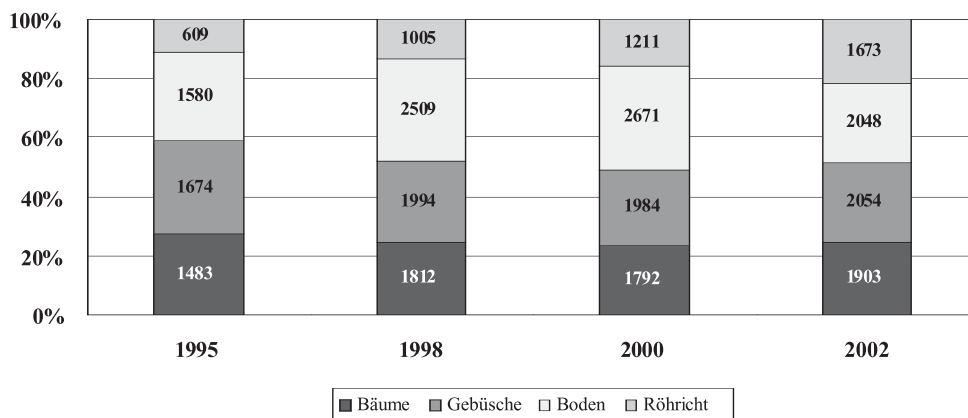


Abbildung 7
Bestandsentwicklung ausgewählter ökologischer Nistgilden 1995-2002

Tabelle 6

Bestandsentwicklung (Revierpaarzahlen) der Leit- und Zielarten 1995-2002

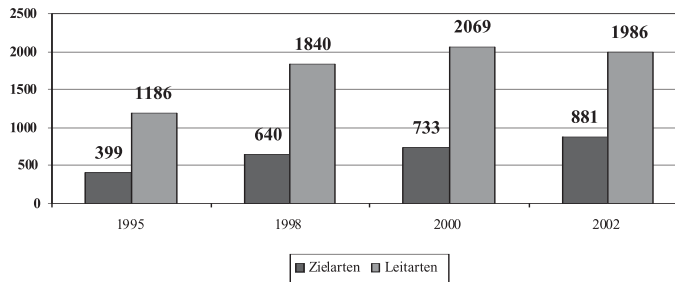
	Artnamen	1995	1998	2000	2002	Gilde
	Arten mit positivem Trend					
Zielart	Schlagschwirl	76	107	213	189	Boden
	Schilfrohrsänger	16	33	56	146	Röhricht
	Rohrschwirl	22	30	47	127	Röhricht
	Wasserralle	6	25	30	91	Röhricht
	Bekassine	11	46	27	28	Boden
	Waldschnepfe	8	10	6	17	Boden
	Wachtelkönig	5	63	8	14	Boden
	Große Rohrdommel	0	0	1	3	Röhricht
Leitart	Sumpfrohrsänger	186	233	323	405	Boden
	Teichrohrsänger	153	205	269	305	Röhricht
	Feldschwirl	134	172	227	177	Boden
	Stockente	38	84	66	69	Röhricht
	Weidenmeise	42	37	53	68	Bäume
	Höckerschwan	5	23	26	23	Röhricht
	Rohrammer	341	543	673	865	Röhricht
	Arten mit gleichbleibendem Trend					
Zielart	Braunkehlchen	120	183	215	127	Boden
	Sperbergrasmücke	59	54	73	73	Gebüsche
	Rohrweihe	12	11	6	10	Röhricht
	Kranich	3	6	2	5	Boden
	Bartmeise	3	5	5	4	Röhricht
	Blaukehlchen	1	7	5	2	Boden
	Knäkente	0	3	2	2	Boden
	Löffelente	0	2	1	1	Röhricht
	Raubwürger	1	3	1	1	Bäume
	Schreiadler	0	1	1	1	Bäume
	Wiesenweihe	0	1	0	1	Boden
Leitart	Wiesenpieper	220	380	466	269	Boden
	Sprosser	115	147	130	114	Gebüsche
	Sumpfmehse	25	30	20	26	Bäume
	Schnatterente	8	14	12	7	Röhricht
	Kiebitz	5	49	8	6	Boden
	Graumammer	2	15	11	3	Boden
	Arten mit abnehmendem Trend					
Zielart	Beutelmeise	42	25	24	24	Bäume
	Karminimpel	10	5	0	1	Gebüsche
	Flusseeeschwalbe	2	0	0	0	Wasser
Leitart	Pirol	33	26	27	21	Bäume

sungserscheinungen zu Buche, die Lebensraumbedingungen für die Bodenbrüter verschlechtern sich offensichtlich wieder. Dagegen konnten die Röhrichtbrüter ganz offensichtlich von den sich etablierenden großflächigen Rohrglanzgras- und Schilffluren profitieren. Auch in der Entwicklung der Revierpaarzahlen für die Leit- und Zielarten ließ sich 2002 noch ein anhaltender positiver Trend verzeichnen (s. Abb. 8).

An diesem Aufwärtstrend (+120%) bei den Zielarten hatten maßgeblichen Anteil in abnehmender Reihenfolge Schilfrohrsänger, Rohrschwirl, Wasserralle und Schlagschwirl, bis auf die letzte Art also ebenfalls ausgesprochene Röhrichtbewohner. Rückläufige Bestände wiesen dagegen die Zielarten Bekassine, Beutelmeise, Braunkehlchen und Wachtelkönig auf, also vor allem die Bodenbrüter (s. auch Tab. 6). Unter den Leitarten der Moorlandschaft im weiteren

Abbildung 8

Entwicklung der Zielarten- bzw. Leitartenbestände 1995-2002



Sinne machte sich nach dem markanten Anstieg des Jahres 1998 eine Stagnation in den Bestandszahlen bemerkbar. Nur der Teichrohrsänger wies weiterhin eine positive Entwicklung auf. Abnahmen erfolgten bei Kiebitz (-88%), Grauwammer (-80%), Schnatterente (-50%), Wiesenpieper (-42%), Sprosser (-23%) und Feldschwirl (-22%). Mit Ausnahme des Gebüschbrüters Sprosser und der Gewässerart Schnatterente handelt es sich ausnahmslos um Bodenbrüter. Damit dokumentiert sich die rückläufige Tendenz der Revierpaarzahlen bei den Bodenbrütern vor allem bei den Leit- und Zielarten – ein ernster Hinweis auf beginnende Fehlentwicklungen. Als Folge einer weitgehenden Nutzungsaufgabe und nicht ausreichendem Vernässungsgrad in den betroffenen Flächen kommt es zu einer großflächigen Verstaudung und Ausbildung von Röhrichtkomplexen (s. Kap. 3.2 u. 3.3). Während letzteres in der Projektkernzone ausdrücklich angestrebt war, sind diese Prozesse in den als offenes Niedermoorgrünland zu erhaltenden und zu entwickelnden Bereichen nicht mit den Projektzielen vereinbar.

3.5 Reaktionen in der Tagfalterfauna

Nach der Ersterfassung der Tagfalter und Widderchen in den Jahren 1992/95 erfolgten im Rahmen dieses Monitorings 2000 und 2002 Wiederholungsuntersuchungen. Dabei kam wie bei der Brutvogelkartierung im engeren Projektkerngebiet (2800 ha) die oben beschriebene Methode der Rasterkartierung zum Einsatz.

Die Untersuchungen 1992/95 stellten eine Grunderfassung mit z.T. zweijährigen Beobachtungen bei jeweils mindestens dreimaliger Begehung der 113 Grundfelder dar. Die Erfassungen der Jahre 2000 und 2002 orientierten sich auf die Zielgruppe der Arten der Feuchtlebensräume durch eine zwei- bzw. dreimalige Begehung. Dadurch ist bereits in normalen Jahren eine geringere Gesamtartenzahl zu erwarten, die sich insbesondere bei den Waldarten und den Bewohnern der Trockenstandorte bemerkbar machen muss. Dies zeigt sich deutlich an den Gesamtartenzahlen und schlägt sich ebenso in den entsprechenden Zahlen der gefährdeten Arten sowie der ökologischen Gruppen nieder (s. Tab. 7).

Der drastische Rückgang sowohl bei der Gesamtartenzahl sowie bei den gefährdeten Arten und in der Zielartengruppe der Feuchtgebietsbewohner können aber nicht allein mit diesen unterschiedlichen Bearbeitungstiefen erklärt werden. Selbst wenn man in Rechnung stellt, dass früh fliegende Arten nicht erfasst wurden, ist der deutliche Abwärtstrend in allen Parametern eindeutig: er betraf vor allem gefährdete, an spezielle Lebensräume gebundene Arten, die ohnehin bereits 1992/95 nur noch wenige Vorkommen aufwiesen. Besonders bedauerlich ist dabei das fast völlige Verschwinden der Zielartengruppe. Von den ehemals 16 Arten, die offene und bewaldete Feuchtlebensräume besiedeln, konnte 2002 nur noch eine Art bestätigt werden – der Spiegelfleck *Heteropterus morpheus*. Er hat als einziger von den Vernässungen und deren Folgeerscheinungen profitieren können, da er praktisch alle halbwegs geeigneten Feuchtstandorte besiedeln kann.

Das Fehlen solcher Arten wie *Carterocephalus palaeon*, *Carterocephalus sivicola*, *Anthocharis cardaminis* und *Celastrina argiolus* geht sicher auf oben beschriebene methodische Ursachen sowie auf witterungsbedingte Einflüsse in den beiden letzten Kartierungsjahren zurück.

Dagegen dürfte das Ausbleiben der typischen Feuchtwiesenarten wie *Brenthis ino*, *Boloria selene*, *Melitaea diamina*, *Melitaea neglecta*, *Adscita statures* und *Zygaena trifolii* im wesentlichen auf die sich vollziehende, gravierende Verstaudung des Gebietes zurückzuführen sein (I.L.N. GREIFSWALD 2002c). Fehlende Mahd und Pflege sowie ein den Standorten nicht angepasstes Beweidungsregime (zu lange Standzeiten, zu hoher und wenig geeigneter Tierbesatz) stellen die Hauptursachen für das Verschwinden der Feuchtwiesen dar.

Eine ähnliche Entwicklung zeigt sich bei den naturschutzfachlich besonders wertvollen Feuchtgebietsarten wie *Lycaena dispar*, *Lycaena hippothoe* und *Lycaena alciphron*. Die wenigen bei den beiden ersten Kartierungen erfassten Vorkommen konnten im Jahr 2002 nicht bestätigt werden. Auch dies kann bereits als Auswirkung der sich z.T. drastisch veränderten

Erläuterungen zu Tabelle 7

RL MV – WACHLIN 1993, RL BRD – PRETSCHER 1998,

Ökol. Gruppen (nach BLAB & KUDRNA 1982, überarbeitet):

U – Ubiquisten, O – Arten des mesophilen Offenlandes, G – Arten der gehölzbetonten Übergangsbereiche,

W – Waldarten, F – Arten der Feuchtlebensräume, X – Arten der Trockenlebensräume.

N – Anzahl der Raster mit Vorkommen, F – Rasterfrequenz in %, Fettdruck – Zielarten

Tabelle 7

Gesamtartenliste der Tagfalterkartierung im Trebeltal 1992/95, 2000 und 2002

Lfd. Nr.	Familie/Art	RL MV	RL BRD	kol. Gr.	1992/95		2000		2002	
					N	F/%	N	F/%	N	F/%
1	<i>Pyrgus malvae</i>	-	V	G,O	3	2,7	1	0,9	-	-
2	<i>Heteropterus morpheus</i>	-	V	F	56	49,6	83	73,5	71	62,8
3	<i>Carterocephalus palaemon</i>	4	V	W,F	4	3,5	-	-	-	-
4	<i>Carterocephalus sivicola</i>	3	2	W,F	24	21,2	-	-	-	-
5	<i>Thymelicus lineola</i>	-	-	O	47	41,6	2	1,8	5	4,4
6	<i>Thymelicus sylvestris</i>	-	-	O	93	82,3	40	35,4	72	63,7
7	<i>Ochlodes venata</i>	-	-	U	107	94,7	110	97,3	113	100
8	<i>Papilio machaon</i>	3	V	O	4	3,5	1	0,9	-	-
9	<i>Anthocharis cardaminis</i>	-	-	F	55	48,7	1	0,9	-	-
10	<i>Pieris brassicae</i>	-	-	U	104	92,0	111	98,2	110	97,3
11	<i>Pieris rapae</i>	-	-	U	97	85,8	101	89,4	103	91,2
12	<i>Pieris napi</i>	-	-	U	109	96,5	103	91,2	101	89,4
13	<i>Pontia daplidice</i>	4	-	X,O	1	0,9	-	-	-	-
14	<i>Colias hyale</i>	-	-	O,U	28	24,8	17	15,0	-	-
15	<i>Gonepteryx rhamni</i>	-	-	W,G	59	52,7	43	38,4	70	61,9
16	<i>Lycaena phlaeas</i>	-	-	O	74	65,5	70	61,9	76	67,3
17	<i>Lycaena dispar</i>	2	2	F	3	2,7	4	3,5	-	-
18	<i>Lycaena virgaureae</i>	-	3	G	9	8,0	3	2,7	-	-
19	<i>Lycaena tityrus</i>	-	-	O	15	13,3	48	42,5	39	34,5
20	<i>Lycaena alciphron</i>	2	2	F,X	3	2,7	1	0,9	-	-
21	<i>Lycaena hippothoe</i>	2	2	F,W	3	2,7	3	2,7	-	-
22	<i>Neozephyrus quercus</i>	3	-	W	1	0,9	-	-	-	-
23	<i>Callophrys rubi</i>	-	V	G	13	11,5	-	-	-	-
24	<i>Satyrium w-album</i>	3	3	W	1	0,9	-	-	-	-
25	<i>Celastrina argiolus</i>	-	-	W,F	14	12,4	-	-	-	-
26	<i>Aricia agestis</i>	3	V	X	1	0,9	2	1,8	2	1,8
27	<i>Polyommatus amandus</i>	-	-	O	39	34,5	50	44,2	27	23,9
28	<i>Polyommatus icarus</i>	-	-	O	83	73,5	87	77,0	90	79,6
29	<i>Argynnis papaia</i>	3	-	W	9	8,0	1	0,9	-	-
30	<i>Issoria lathonia</i>	-	-	O	61	54,0	81	71,7	86	76,1
31	<i>Brenthis ino</i>	-	V	F	24	21,2	5	4,4	-	-
32	<i>Boloria selene</i>	-	V	F	28	24,8	-	-	-	-
33	<i>Vanessa atalanta</i>	-	-	U	52	46,0	53	46,9	72	63,7
34	<i>Vanessa cardui</i>	-	-	U	25	22,1	35	31,0	53	46,9
35	<i>Inachis io</i>	-	-	U	104	92,0	106	93,8	107	94,7
36	<i>Aglais urticae</i>	-	-	U	109	96,5	107	94,7	107	94,7
37	<i>Polygonia c-album</i>	-	-	G,W	23	20,4	18	15,9	17	15,0
38	<i>Araschnia levana</i>	-	-	G,W	78	69,0	75	66,4	86	76,1
39	<i>Nymphalis antiopa</i>	3	V	W	6	5,3	-	-	-	-
40	<i>Nymphalis polychloros</i>	3	3	W	1	0,9	-	-	-	-
41	<i>Melitaea cinxia</i>	3	2	X	1	0,9	-	-	-	-
42	<i>Melitaea diamina</i>	2	3	F	2	1,8	-	-	-	-
43	<i>Melitaea neglecta</i>	1	n.n.	F	2	1,8	-	-	-	-
44	<i>Limenitis camilla</i>	3	3	W	2	1,8	-	-	-	-
45	<i>Apatura iris</i>	3	V	W	3	2,7	-	-	-	-
46	<i>Pararge aegeria</i>	-	-	W	34	30,1	35	31,0	41	36,3
47	<i>Lasiommata megera</i>	-	-	O	41	36,3	34	30,1	29	25,7
48	<i>Coenonympha pamphilus</i>	-	-	U	105	92,9	101	89,4	102	90,3
49	<i>Aphantopus hyperantus</i>	-	-	O	99	87,6	105	92,9	105	92,9
50	<i>Maniola jurtina</i>	-	-	O	58	51,3	103	91,2	102	90,3
51	<i>Melanargia galathea</i>	-	-	O	3	2,7	4	3,5	9	8,0
52	<i>Adscita statices</i>	3	V	F,O	2	1,8	-	-	-	-
53	<i>Zygaena trifolii</i>	3	3	F	1	0,9	-	-	-	-
	Gesamtzahl	20	22		53		36		26	

Vegetationsstrukturen der ehemaligen Flugplätze im Grenzalmoor interpretiert werden. Neben der starken Vernässung der Randbereiche des Grenzalmoores ist es vor allem die ausgebliebene Pflege der Pfeifengraswiesenfragmente am und im Grenzalmoor, die zum wahrscheinlichen Erlöschen der Arten beitrug. Für den Großen Feuerfalter *Lycaena dispar* bestehen allerdings nach wie vor relativ günstige Habitatbedingungen, so dass mit seinem weiteren Vorkommen im Gebiet unbedingt zu rechnen ist. Seine Futterpflanze (Hoher Ampfer, *Rumex hydrolapathum*) ist noch ausreichend an den Gräben im Gebiet zu finden. Die weitere Entwicklung muss jedoch sehr aufmerksam beobachtet werden. Notfalls sind rasche Eingriffe in die verstaudeten und zuwuchernden Bereiche mit den Beständen der Futterpflanzen und zur Sicherung eines gewissen Nahrungspflanzenangebotes (Blüten!) notwendig.

Leichte Bestandsverbesserungen (erhöhte Rasterfrequenzen, s. Tab. 7) lassen sich bei einigen Offenlandsarten wie *Lycaena tityrus*, *Polyommatus icarus*, *Issoria lathonia* und *Melanargia galathea* sowie bei den Waldarten *Gonepteryx rhamni* und *Pararge aegeria* verzeichnen. Bei aller Vorsicht kann auch dies als Reaktion der Falterfauna auf die sich im Gebiet einstellende, im Vergleich zum bisherigen gepolderten Saatgrasland größere Strukturvielfalt gewertet werden. Weitere 12 Arten, darunter alle Ubiquisten und einige Offenlandbewohner, weisen mehr oder weniger gleichbleibende Bestände auf (s. Tab. 7).

3.6 Amphibien und Reptilien

Ein Jahr nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen wurden 1998 in ausgewählten Bereichen des Projektgebietes die Amphibien kartiert, im Jahr 2000 erfolgte die erste Wiederholungsuntersuchung. Dabei wurden alle im Talmoorbereich vorhandenen Torfstiche und natürlichen Fließgewässer sowie eine repräsentative Auswahl der im Gebiet vorhandenen Gräben und Überstauungsflächen einbezogen. Zusätzlich erfolgte im Grenzalmoor auf den Torfdämmen eine Kontrolle der Kreuzotterbestände. Nachfolgende Tabelle gibt die Ergebnisse zusammenfassend wieder.

Von den 5 erfassten Amphibienarten kamen die Erdkröte und der Laubfrosch nur im Umfeld des NSG Grenzalmoor in einem Torfstich bzw. in Gräben vor. Beide Arten wiesen bei der Wiederholungsuntersuchung stark rückläufige Bestände auf. In beiden Fällen ist dies auf den höheren Vernässungsgrad und den damit verbundenen Verlust von Sommerlebensräumen und Winterquartieren (Erdkröte) sowie die infolge der fehlenden Nutzung zunehmende Verstaudung der überstauten Grünlandbereiche (Laubfrosch) zurückzuführen.

In der Gruppe der Braunfrösche dominiert der Moorfrosch (SCHELLER & KRAHN 1998), der damit die mit Abstand häufigste Lurchart im Gebiet darstellt. Seine Bestände erwiesen sich 2000 wenig verändert, während die Anzahl der eher grundwasserfernere Standorte als Sommerlebensraum bevorzugenden

Grasfrösche drastisch zurückging. Die stark differierenden Zahlen bei den nachgewiesenen Teichfrösche können nur schwer interpretiert werden. Vermutlich wurde die Art 1998 nicht repräsentativ erfasst (geringe Rufaktivität).

Das Vorkommen der Kreuzotter im NSG Grenzalmoor erwies sich als offensichtlich stabil und reproduzierend, da bei den stichprobenartigen Begehungen 2000 insgesamt 5 adulte Männchen, 4 adulte Weibchen sowie 9 Jungtiere des Jahrganges festgestellt wurden.

3.7 Untersuchungen zur Fischfauna

Vor der Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen erfolgte 1995 die Erstaufnahme der Fischfauna der Trebel zwischen Tribsees und Demmin, wobei insgesamt 17 Arten festgestellt wurden (GNL 1995). Im Rahmen der Untersuchungen des Jahres 1999 konnten im renaturierten Bereich der Trebel 3 Jahre nach dessen Fertigstellung bereits wieder 13 Arten nachgewiesen werden (GNL 1999). Allerdings kamen nur Barsch, Gründling, Hecht und Plötze in nahezu allen der 5 befischten Monitoringstrecken vor. Die übrigen Arten (Aland, Blei, Döbel, Kaulbarsch, Moderlieschen, Quappe, Rotfeder, Schleie und Ukelei) traten nur in maximal zwei der untersuchten Abschnitte auf. Mit Ausnahme der Quappe dominierten dabei deutlich die Jungfische (Aland, Döbel, Ukelei, Blei, Plötze). Die älteren Jahrgänge fanden zu diesem Zeitpunkt offensichtlich in dem wiedergeöffneten Trebelabschnitt noch keine zusagenden Habitatbedingungen. Für potamale Arten wie den Aland fehlten im Flussbereich auch die Reproduktionsbedingungen.

Die typischen Stillwasserarten Rotfeder und Schleie konnten 1999 im renaturierten Abschnitt bemerkenswerterweise noch nicht festgestellt werden, sie besiedelten jedoch die unmittelbar angrenzenden Bereiche und dürften bald zum Faunenbestand zählen. Aufgrund der geringen Fließbewegung ist mittel- bis langfristig auch mit dem Einwandern der im übrigen Trebellauf vorkommenden Spezies Steinbeißer, Schlammpeitzger und den beiden Stichlingsarten zu rechnen. Potamale Arten wie Rapfen, Zander, Zährte und Zope, die ursprünglich in diesem Flussbereich ihren Lebensraum hatten, werden jedoch durch die der zeitige Gewässerstruktur der Trebel nicht gefördert. Lediglich Jungtiere (wie beim Aland) könnten unter den gegenwärtigen Bedingungen zeitweise hier leben.

Notwendig wäre in diesem Zusammenhang eine Erhöhung der Habitatdiversität, die in der Ausbildung einer reichen Unterwasservegetation des Fließgewässers einen sichtbaren Ausdruck finden würde. Daher sollte auf eine regelmäßige Krautung verzichtet werden. Diese hat äußerst negative Konsequenzen für die Fischfauna, da dadurch stabile Fischeinstände immer wieder beseitigt werden. Vielmehr sollten der wiedergeöffnete Trebelaltlauf sowie die weiteren im Ge-

Tabelle 8

Anzahl der Adulti und Verteilung auf die Amphibien-Laichgewässer 1998 und 2000
(Quelle: SCHELLER & FURKERT 2000)

Art		1998	2000
Erdkröte	Anzahl der Adulti	907	128
	Vorfluter	787	22
	Binnenentwässerungsgraben (Grünland)	20	3
	Torfstich von Grünland umgeben	100	100
	Binnenentwässerungsgraben (Bruchwald)		3
Laubfrosch	Anzahl der Adulti	200	70
	überstautes Grünland (bewirtschaftet)	100	
	Binnenentwässerungsgraben (Grünland)		50
	Binnenentwässerungsgraben (Bruchwald)		20
Braunfrösche	Anzahl der Adulti	1274	1373
	überstautes Grünland (bewirtschaftet)	10	
	überstautes Grünland (unbewirtschaftet)	20	
	Vorfluter	816	921
	Binnenentwässerungsgraben (Grünland)	318	172
	Torfstich von Grünland umgeben	80	
	überstaute Bruchwaldfläche	30	
	Binnenentwässerungsgraben (Bruchwald)		280
Grasfrosch	Anzahl der Adulti	150	15
	überstautes Grünland (bewirtschaftet)	119	
	Vorfluter	31	15
Moorfrosch	Anzahl der Adulti	1176	1155
	Trebelaltarm	17	
	überstautes Grünland (bewirtschaftet)	405	460
	Vorfluter	430	60
	Binnenentwässerungsgraben (Grünland)	324	635
Teichfrosch	Anzahl der Adulti	90	720
	überstautes Grünland (bewirtschaftet)	15	90
	Vorfluter	75	458
	Binnenentwässerungsgraben (Grünland)		167
	Binnenentwässerungsgraben (Bruchwald)		5

biet vorhandenen kleinen rhithralen, aber stark ausgebauten Gewässer künftig einer weitgehend eigen-dynamischen Entwicklung überlassen und auf Pflegeeingriffe wie Krautung und Grundräumung generell verzichtet werden.

Neben qualitativen Daten wurde in den Untersuchungen auch die Länge und Masse der Tiere aufgenommen, deren Auswertung erst im weiteren Verlaufe des Monitorings eine Bedeutung bekommen wird.

3.8 Weitere Untersuchungen

Die im Monitoringprogramm vorgesehenen Libellenerfassungen wurden bislang noch nicht durchgeführt, nach derzeitiger Lage zeichnet sich jedoch eine Streichung dieses Teilprojektes ab. Auf den abiotischen Teil des Konzeptes kann im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen werden, dieser wird unter der Verantwortung des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Stralsund, Abteilung Wasserwirtschaft, realisiert.

Zusätzlich zu den vorgesehenen faunistischen Untersuchungen erfolgte 1999 noch die Erfassung der Molluskenfauna des Trebellaufes an 7 Stationen, von denen zwei oberhalb und zwei unterhalb des renaturierten Altlaufes lagen. Diese können somit als repräsentativ für den Faunenbestand vor den Renaturierungsmaßnahmen angesehen und zur Beurteilung

des Wiederbesiedlungserfolges herangezogen werden. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei auf dem eigentlichen Trebellauf. Das Grenztaunmoor sowie andere Niedermoorflächen mit den zuführenden Gräben und Überflutungsflächen waren nicht einbezogen.

Insgesamt konnten 49 Weichtierarten, 29 Schnecken und 20 Muschelarten, registriert werden, davon 41 Taxa rezent (ZETTLER 1999). Die durchschnittliche Artenzahl je Station lag bei 32 und nahm von Nord nach Süd zu, so dass unmittelbar unterhalb der Renaturierungsstrecke die höchsten Artenzahlen mit 40 Taxa festgestellt wurden. Je 4 Schnecken- und Muschelspezies konnten nur noch als zum Teil stark verwitterte, subfossile Schalen nachgewiesen werden. Darunter befanden sich vor allem rheophile Arten wie die beiden Erbsenmuscheln *Pisidium amnicum* und *Pisidium moitessierianum*, die Bachmuschel *Unio crassus* und die Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis*. Sie alle können aufgrund der Gewässersituation gegenwärtig in der Trebel nicht mehr vorkommen.

Die Wiederbesiedlung des Trebelaltlaufes ist noch nicht abgeschlossen, ca. 80% des in der übrigen Trebel vorhandenen Artenspektrums sind bereits anzu-

treffen (ZETTLER 1998). Die noch fehlenden Arten beschränken sich größtenteils auf die rheophilen Faunenelemente. Im Bereich des wiedergeöffneten Trebelaltlaufes wurden 10 Arten der Roten Liste nachgewiesen, darunter gelten die Abgeplante Teichmuschel *Pseudanodonta complanata* und die Schöne Erbsenmuschel *Pisidium pulchellum* in der BRD als vom Aussterben bedroht. Die Wiederbesiedlung des Altlaufes mit Großmuscheln war erfolgreich. Mit *Anodonta anatina*, *Anodonta cygnea*, *Pseudanodonta complanata*, *Unio pictorum* und *Unio tumidis* werden bereits fünf Arten angetroffen, wobei z.T. bereits sehr dichte Bestände von bis 23 Ind./m² (*Unio pictorum*) auftraten. Die Tiere waren 1999 zwischen einem und drei Jahre alt, somit kann auch in der Folgezeit von sich reproduzierenden Populationen ausgegangen werden. Die sechste heimische Großmuschelart *Unio crassus* ist ausgestorben und kann auf natürlichem Wege nicht wiederkehren, da keine rezenten Vorkommen im Einzugsgebiet mehr existieren. Dagegen sind aus dem Peenesystem sowie aus den angrenzenden Niedermoorflächen noch weitere Wiederansiedlungen bzw. Bestandserweiterungen zu erwarten, wenn sich infolge der natürlichen, eigendynamischen Entwicklung des Gewässers die Habitatbedingungen für die Wirtsfische der Großmuscheln sowie für die Mollusken selbst verbessern werden.

4. Zusammenfassung

Im Zuge von umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen des Life-Projektes „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“ stellten sich im Projektkerngebiet großflächige Wiedervernässungen ein. Neben dem Anstieg des mittleren Wasserstandes der Trebel im wiedergeöffneten Altlauf um 38 cm sowie einem Ein- und Überstau der Randbereiche und abgetorfte Flächen des ehemaligen Hochmoors „NSG Grenztaalmoor“ kam es insbesondere im mittleren Abschnitt in den Poldern Eichenthal und Carlsthal zu oberflächennahen Wiedervernässungen. In den südlichen Teilen des Projektgebietes konnten derartige Vernässungsgrade noch nicht erreicht werden.

Ein seit 1999 eingerichtetes Monitoringprogramm verfolgt und analysiert anhand verschiedener abiotischer und biotischer Parameter die eingeleiteten Prozesse. Die bislang deutlichsten Entwicklungen zu neuer Moorbildung, einer entsprechenden Vegetation und von sich in derartigen Lebensräumen etablierenden Tierarten konnten in den nördlichen Gebietsteilen beobachtet werden. Allerdings ist zu beobachten, dass sich moorbildende Vegetation in den Niedermoorflächen sehr viel langsamer einfindet als dies bereits in Teilen des NSG Grenztaalmoores zu registrieren ist. Die Brutvogelfauna reagierte unmittelbar auf die Vernässungsmaßnahmen mit einem kontinuierlichen Anstieg der Revierpaarzahlen und der Bestände von Leit- und Zielarten. Daran waren vor allem die Gilden der Röhricht- und Bodenbrüter beteiligt, wobei letztere 2002 – ausgelöst durch großflächige

Sukzessionsprozesse – allerdings wieder sinkende Bestände aufwiesen. Sehr deutliche negative Reaktionen zeigten sich in der Tagfalterfauna. Fast alle typischen Feuchtwiesenarten, die an blütenreiche Feuchtwiesenstandorte gebunden sind, konnten nicht mehr nachgewiesen werden.

Die beobachteten Entwicklungen stehen nur zum Teil mit den angestrebten Zielstellungen des Life-Projektes im Einklang. Zunächst stand die Schaffung von großflächigen wiedervernässeten Bereichen, die einer künftigen eigendynamischen Entwicklung überlassen werden sollten, im Vordergrund. Dies ist jedoch nur in jenen Flächen gelungen, die konsequent eingestaut wurden und nunmehr langanhaltende Überflutungen und einen relativ stabilen, wenig schwankenden Grundwasserstand aufweisen. Im Südteil des Projektgebietes sowie im Westen und Norden des Grenztaalmoores sind diese Ziele noch nicht erreicht. Für einige Flächen werden sie aufgrund der Höhenverhältnisse und nicht ausreichend verfügbaren Wassers generell unerreichbar bleiben. Somit bleibt es weiterhin eine vorrangige Aufgabe, alle Möglichkeiten zur Wasserrückhaltung in den Flächen zu nutzen und die noch bestehenden und wirksamen Entwässerungen zu unterbinden.

Auch das Ziel, im Anschluss an diese vernässeten Kernflächen typische offene Niedermoorlandschaften zu erhalten bzw. zu entwickeln, die sowohl aus vegetationskundlicher Sicht (Seggenriede, Feuchtwiesen) als auch aus faunistischen Gründen (Lebensraum für zahlreiche hochgradig gefährdete Feuchtwiesengebietbewohner) außerordentlich wertvoll sind, wurde nicht erreicht. Durch die weitgehende Aufgabe der Mähnutzung, das völlige Fehlen von Pflegemaßnahmen und eine z.T. nicht angepasste Weidehaltung kam es zu der sich in den Monitoringergebnissen widerspiegelnden Situation. Im Sinne der Projektziele und für die Stabilisierung der in der Vogelwelt erreichten positiven Entwicklungen ist eine umgehende Wiedereinführung von Pflege- und extensiven (Mäh-)Nutzungsformen in den dafür vorgesehenen Flächen erforderlich.

Literatur

- BELLEBAUM, J. (1996): Die Brutvogelgemeinschaften westfälischer Kulturlandschaften. Neunkirchen-Seelscheid.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart.
- BLAB, J. & O. KUDRNA (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge.- Kilda Verlag Greven.
- BLAB, J. & W. VÖLKL (1994): Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz.- In: BLAB, J.; SCHRÖDER, E. u. W. VÖLKL (Hrsg.): Effizienzkontrollen im Naturschutz.- Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz. - 40, S. 291-300.

- CLAUSNITZER, U. & M. SUCCOW (2001):
Vegetationsformen der Gebüsche und Wälder.- In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart, 622 S.
- EUROPEAN COMMISSION (2001):
European Union action plans for eight priority bird species. Luxembourg.
- FLADE, M. (1994):
Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching.
- GAEDICKE, R. & W. HEINICKE (Hrsg.) (1999):
Verzeichnis der Schmetterlinge Deutschlands (Entomofauna Germanica 3).- Ent.Nach.Ber. (Dresden) Beiheft 5, 1-216.
- GNL (1995):
Fische, Rundmäuler und Benthos der Trebel, ihrer Altarme, Torfstiche und Zuflüsse. Bericht zum Werkvertrag im Auftrag des Instituts für Landschaftsökologie und Naturschutz Greifswald im Rahmen des LIFE-Projektes „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“: 48S.
- GNL (1999):
Erfassung der Ichthyofauna im Rahmen des Monitorings im Life-Projekt „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“. Werkvertrag im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- GORETZKI, J. (1997):
Zur Populationsentwicklung des Rotfuchses in der Bundesrepublik Deutschland.- Das Birkhuhn – Die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen – wie können wir diese Tierart erhalten?.- Hrsg. Sächs. Akademie für Natur und Umwelt Dresden.
- GREMER, D. & F. EDOM (1994):
Regenmoorschutzprogramm Mecklenburg-Vorpommern. Entwicklungskonzept „Grenztalmoor“. Bericht 1994 - Landschaftsökologische Problemanalyse -Umweltministerium Schwerin, unveröff. Manuskript.
- GREMER, D. & I. KOSKA (2002):
Monitoring im „Rauhen Moor“ (Synonym: NSG „Grenztalmoor“). Vegetationsentwicklung im bewaldeten NSG 4 Jahre nach Wiedervernässung.- Im Auftrag des I.L.N. Greifswald, unveröff. Manuskript.
- GÜNTHER, R. (1996):
Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- Jena
- I.L.N. GREIFSWALD (1992a):
Sonderkartierung in ausgewählten Flusstalquerungsbereichen innerhalb des UVS-Untersuchungsgebietes - Botanische und zoologische Kartierungen in ausgewählten Abschnitten der Flusstalmoore – Vögel. Im Auftrag der DEGES mbH Berlin, unveröff. Manuskript.
- (1992b):
Sonderkartierung in ausgewählten Flusstalquerungsbereichen innerhalb des UVS-Untersuchungsgebietes - Botanische und zoologische Kartierungen in ausgewählten Abschnitten der Flusstalmoore – Tagfalter. Im Auftrag der DEGES mbH Berlin, unveröff. Manuskript.
- (1995a):
Biologische Untersuchungen als Grundlage zur Erstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das Trebeltalmoor – Rasterkartierung der Brutvögel. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (1995b):
Biologische Untersuchungen als Grundlage zur Erstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das Trebeltalmoor – Rasterkartierung der Tagfalter und Widderchen. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (1995):
Umweltverträglichkeitsstudie zur Flusstalmoorrenaturierung Mittlere Trebel.- UVS im Auftrag des STAUN Stralsund im Rahmen eines LIFE-Projektes der Europäischen Gemeinschaft. 419 S. (unveröff. Manuskript).
- (1998a):
Rahmenplan zur Entwicklung und Pflege des Trebeltales im Rahmen des LIFE-Projektes „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“. Monitoringkonzept.- Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (1998b):
Kartierung der Brutvögel im Projekt Kerngebiet 1995 und 1998 im Rahmen des LIFE-Projektes „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (2000):
Kartierung der Tagfalter 2000 im Projekt Kerngebiet im Rahmen des LIFE-Projektes „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“- Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (2002a):
Nutzungs- und Strukturtypenkartierung im Projekt Kerngebiet Mittlere Trebel. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (2002b):
Kartierung der Brutvögel im Projektgebiet „Renaturierung des Grenztalmoores“ und „Moorrenaturierung des Ochsendammes“ – Erstaufnahme 2002. Unter Nutzung der Ergebnisse der Untersuchungen 1995, 1998 und 2000. Im Auftrag der Landgesellschaft Mecklenburg-Vorpommern mbH Leezen, unveröff. Manuskript.
- (2002c):
Kartierung der Tagfalter im Projektgebiet „Renaturierung des Grenztalmoores“ und „Moorrenaturierung des Ochsendammes“ – Erstaufnahme 2002. Unter Nutzung der Ergebnisse der Untersuchungen 1995, 1998 und 2000. Im Auftrag der Landgesellschaft Mecklenburg-Vorpommern mbH Leezen, unveröff. Manuskript.
- IWU STRALSUND (1996):
Flusstalmoorrenaturierung Mittlere Trebel im Rahmen des LIFE-Programmes der Europäischen Gemeinschaft.- Technische Planungsunterlagen/Ausführungsplanung im Auftrag des STAUN Stralsund, unveröff. Manuskript
- KÖPPEN, U. (1997):
Brutbestände der Küstenvögel in Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns 1995.- Seevögel 18, S. 20-24.
- LONDO, G. (1976):
The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33.
- PFAU GBR (2002):
Nivellement von Pegelmessrohren in und um das „Grenztalmoor“ im Jahr 2001 sowie Auswertung von Wasserstandsdaten des „Grenztalmoores“ (1994-2001).- Im Auftrag des I.L.N. Greifswald, unveröff. Manuskript.
- SCHLÜTER, H. (1984):
Die Vegetationsform als Elementarereinheit landschaftlicher Vegetationsmosaiken.- Wiss.Mitt.Inst.Geogr.Geoökol. AdW DDR Leipzig. 14: 7-16.
- SHELLER, W. & B. KRAHN (1998):
Kartierung von Amphibienlaichgewässern sowie von ausgewählten Reptilien innerhalb des LIFE-Projektgebietes „Trebeltal“. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.

- SCHELLER, W. & B. FURKERT (2000):
Kartierung der Amphibien und der Kreuzotter innerhalb des LIFE-Projektgebietes „Trebeltal“. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- SCHUCKERT, U.; D. GREMER, A. DEUSCHLE, P. POSCHLOD & R. BÖCKER (1994):
Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried, Teil 2: Vegetation. Hohenheimer Umweltagung Bd. 26: Feuchtgebiete. Heimbach. Ostfildern.
- SPANG, W.D. (1992):
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Natur u. Landschaft* 67: 158-161.
- SPIEB, H.-J. & J. ULBRICHT (1999):
Artenmonitoring als Element der naturschutzorientierten Umweltbeobachtung im Land Mecklenburg-Vorpommern. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 42: 3-11.
- STARKE, W.; V. WACHLIN & K. RUNZE (1998):
Life-Projekt „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“. Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz 56, Bonn-Bad Godesberg, S. 233-250.
- STARKE, W. & V. WACHLIN (1999):
Konzeption für ein Monitoring zum LIFE-Projektes „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 42: 41-47.
- SUCCOW, M. (1988):
Landschaftsökologische Moorkunde.- Gustav Fischer Verlag, Jena, 340 S.
- SUCCOW M. & H. JOOSTEN (Hrsg.) (2001):
Landschaftsökologische Moorkunde. 2. völlig neu bearb. Auflage.- Stuttgart, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhdlg.
- VEGELIN, K. (1999/2000):
Wissenschaftliche Begleitforschung zu Renaturierungsmaßnahmen im mittleren Trebeltal.- Forschungsbericht des Botanischen Institut der EMAU Greifswald und der Universität Groningen (NL) im Auftrag des LAUN-MV (4 Bände, unveröff.).
- (2000):
Das mittlere Trebeltal im Jahr 2000.- Nutzungs- und Strukturkartierung – Endbericht. Im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- (2002):
Das mittlere Trebeltal im Jahr 2001 – Analyse der Entwicklungen von Wasserhaushalt und Vegetation entlang von 8 Transekten.- Im Auftrag des I.L.N. Greifswald, unveröff. Manuskript.
- VEGELIN, K. & B. NIJHOF (1996):
Landschaftsanalyse zur Renaturierung des Tales der (Blinden) Trebel.- Band I: Allgemeiner Überblick und landschaftsökologische Typkennzeichnung anhand von Transektanalysen. Band II: Landschaftsökologische Charakterisierung und Renaturierungsmaßnahmen.- Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- VEGELIN, K. & D. GREMER (1998):
Monitoring im Bereich des NSG 'Grenztalmoor': Die ersten Ergebnisse.- Forschungsbericht des Botanischen Instituts der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald im Auftrag des LAUN-MV (1 Band, unveröff.).
- VOIGTLÄNDER, U. (1996):
Vegetationskundliche Kartierung des Trebeltales zwischen Grimmen und Demmin. Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.
- ZETTLER, M. (1998):
Die Wassermollusken im Einzugsgebiet der Peene (Nordostdeutschland).- *Malakologische Abhandlungen* 19(1): 127-138.
- (1999):
Erfassung der Molluskenfauna des Trebellaufes zwischen Langsdorf und Bassendorf. Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern, unveröff. Manuskript.

Anschrift der Verfasser:

Volker Wachlin
Wilfried Starke
Kornelis J. Vegelin
Institut für Landschaftsökologie und
Naturschutz (I.L.N.) Greifswald
Am St. Georgsfeld 12
D-17489 Greifswald
e-mail: ilngreifswald.wachlin@t-online.de

Das Abflussgeschehen von unterschiedlich genutzten Hochmooreinzugsgebieten –

untersucht bei Erfolgskontrollen im Rahmen der Moorrenaturierung der Bayerischen Staatsforstverwaltung*

Alois ZOLLNER**

Zusammenfassung

Die Renaturierung der Moore im Besitz der Bayerischen Staatsforstverwaltung ist seit 1990 ein Teil der mittel- und langfristigen Forstbetriebsplanung (Forsteinrichtung), die regelmäßig alle 10 bis 15 Jahre wiederholt wird. Die Forsteinrichtung besteht aus Bestandsaufnahme, Planung und Erfolgskontrolle. Die Forsteinrichtung erlaubt eine periodische Überprüfung der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen und stellt damit auch eine Kontrolle des Renaturierungserfolges langfristig sicher. Um darüber hinaus detaillierte Informationen über die Wirkung einzelner Renaturierungsmaßnahmen zu erhalten, wurde von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) im Auftrag der Bayerischen Staatsforstverwaltung ein umfangreiches Forschungsprojekt*** zur Moorrenaturierung durchgeführt. Von den Ergebnissen dieser Begleituntersuchungen wird am Beispiel der südlichen Chiemseemoore die herausragende Bedeutung intakter Hochmoore für das Abflussgeschehen von Mooreinzugsgebieten vorgestellt und auf die besondere Aufgabe der Moorrenaturierung für einen aktiven Hochwasserschutz hingewiesen.

1. Erfolgskontrolle bei der Moorrenaturierung

Die Bayerische Staatsforstverwaltung ist mit knapp 14.300 ha der größte Moorflächenbesitzer Bayerns. Damit ist sie für den Zustand von ca. 9% aller bayerischen Moore verantwortlich. Viele Moore im Staatswald wurden bis in die zweite Hälfte des vorigen Jahrhunderts zum Teil stark in ihrer natürlichen Entwicklung verändert. Meist geschah das durch Entwässerungsmaßnahmen und Torfabbau. Das hatte weitreichende Folgen für die natürliche Moorvegetation (Verheidung und sekundäre Bewaldung), den Zustand des Torfkörpers (Sackung u. chemische Umsetzung des Torfes) und das Abflussgeschehen (Abflussbeschleunigung und -erhöhung). Um den meist nachteiligen Auswirkungen der früheren Moorbewirtschaftung entgegenzuwirken, begann die Staatsforstverwaltung 1990 damit, Moore, die in ihrer Entwicklung gestört sind, wieder in einen möglichst naturnahen Zustand zurückzuführen (Renaturierung). Da ungestörte Moore vom Wasserüberschuss geprägt sind, kommt einer ausreichenden Wiedervernässung entwässerter Torfkörper eine zentrale Bedeutung bei der Moorrenaturierung zu. Waldbauliche Eingriffe

Tabelle 1

Moorflächenverteilung innerhalb der Staatsforstverwaltung

Direktion	Niedermoor	Übergangsmoor	Hochmoor	Summe	%
Oberbayern/Schwaben	1.380	1.570	4.780	7.730	54
Niederbayern/Oberpfalz	4.100	501	203	4.804	34
Mittel-/Oberfranken	1.080	285	220	1.585	11
Unterfranken	71	1	70	142	1
Gesamt	6.631	2.357	5.273	14.261	100

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. November 2002 in Rosenheim.

** FOR Alois Zollner war bis Mitte 2002 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und bearbeitete das o.g. Moorrenaturierungsprojekt; seit 1. Juli 2002 arbeitet er als stellvertretender Leiter der Waldarbeitsschule Laubau.

*** Das Forschungsprojekt V 32 der LWF wurde mit Mitteln der Bayerischen Staatsforstverwaltung finanziert.

spielen dagegen nur eine untergeordnete Rolle und können Wiedervernässungsmaßnahmen nur begrenzt fördern.

Damit die Renaturierungsmaßnahmen gezielt ablaufen und deren Wirkung entsprechend kontrolliert werden können, wurde die Moorrenaturierung 1990 in die langfristige Forstbetriebsplanung (Forsteinrichtung) einbezogen. Die Forsteinrichtung hat in der Staatsforstverwaltung eine lange Tradition und wird in abgewandelter Form seit Anfang des 19. Jahrhunderts durchgeführt. Mit Hilfe der Forsteinrichtung werden alle zehn Jahre die Bestandsverhältnisse des Forstbetriebes neu aufgenommen, überprüft und gegebenenfalls überarbeitet. Die Planungsvorgaben erfolgen dabei auf der Ebene der Behandlungseinheit, der zentralen Planungsgröße innerhalb der Moorrenaturierung (vgl. hierzu auch ZOLLNER 1999).

Bisher liegen für rund 4.900 ha der Moore im Staatswald konkrete Renaturierungsplanungen vor, d.h. zehn Jahre nach Beginn der ersten Moorrenaturierung sind heute bereits knapp 30% der Moorfläche planerisch erfasst und auf etwa 20% der Fläche finden aktive Maßnahmen statt.

Im größten Moorforstamt Bayerns in Traunstein befinden sich rund 2.000 ha Moore. Dort wurden 1990 im Rahmen einer Pilotstudie die Grundlagen zur „Renaturierung und Pflege von bewaldeten Mooren“ (ZOLLNER & SCHUCH 1990) erarbeitet und auf großer Fläche umgesetzt. Im Jahr 2000 wurden die Moorflächen des Forstamtes zum zweiten Mal begangen und erneut beplant (= Erfolgskontrolle). Die Auswertungen dieser Wiederholungsaufnahme laufen derzeit noch und werden demnächst abgeschlossen. Es zeigt sich aber bereits jetzt, dass sich die meisten der 1990 entwickelten Renaturierungs- und Pflegeziele in der praktischen Umsetzung bewährt haben.

Parallel zu den Renaturierungsmaßnahmen vor Ort wurde von der Staatsforstverwaltung ein Forschungsprojekt zur Renaturierung an der LWF in Auftrag gegeben und 2002 abgeschlossen. Mit Hilfe der dabei erarbeiteten Zwischen- und Endergebnisse konnten die an den Forstämtern laufenden Renaturierungsmaßnahmen immer wieder verbessert und dem neuesten Wissenstand angepasst werden. Darüber hinaus wird auch die Öffentlichkeit regelmäßig durch Fachbeiträge, Fernseh- und Rundfunkberichte über die wichtigsten Ergebnisse bei der Moorrenaturierung informiert. Bei zahlreichen Beratungsterminen und bei gemeinsamen Fachplanungen profitieren auch andere Behörden, Firmen und wissenschaftliche Institutionen von den Resultaten der forstlichen Begleituntersuchungen. Insbesondere die Forschungsergebnisse zum Aufkommen von Waldbäumen auf Moorflächen, der Wirkung von Fällungsmaßnahmen auf den Moorwasserspiegel und die Folgen von Entwässerungs- und Aufforstungsmaßnahmen auf das Abflussgeschehen eines Hochmoores sowie die Entwicklung der Moorvegetation in Abhängigkeit von

Wasserstand und Überschirmung (ZOLLNER et al. 2001) liefern wichtige Hinweise auf die Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen.

Neben den moorhydrologischen, standörtlichen und waldwachstumskundlichen Untersuchungen wurden auch faunistische und floristische Erhebungen durchgeführt. Dabei zeigte sich unter anderem, dass die meisten Renaturierungsmaßnahmen die Biodiversität in den Mooren deutlich erhöhen und damit einen wichtigen Beitrag zum Arten- und Biotopschutz leisten (Umweltschutz als Staatsziel).

Derzeit laufen Renaturierungsmaßnahmen in fast allen Regierungsbezirken. Die einzelnen Projekte erfolgen in der Regel in Abstimmung mit den örtlichen Naturschutzbehörden bzw. dem Verbandsnaturschutz. Eine enge Zusammenarbeit besteht auch mit dem Biosphärenreservat in der Hohen Rhön und einige Renaturierungsvorhaben sind in ein europäisches LIFE-Projekt bzw. EU-Regio-Projekte eingebunden. Und schließlich unterstützt die Staatsforstverwaltung die Naturschutzverwaltung aktiv bei der Erarbeitung eines Moorentwicklungskonzeptes für Bayern, indem sie neue Impulse setzt, neueste Untersuchungsergebnisse zur Moorrenaturierung weitergibt und bei konkreten naturschutzfachlichen Planungen und Arbeitskonzepten fachlich mitwirkt bzw. beratend tätig wird.

2. Hydrologie unterschiedlich intensiv genutzter Hochmooreinzugsgebiete

Die Wasserbilanz einer Landschaft lässt sich vereinfacht mit Hilfe der hydrologischen Größen Niederschlag, Verdunstung und Abfluss beschreiben. Dabei ergibt sich der Abfluss aus der Differenz von Niederschlag und Verdunstung. In niederschlagsarmen Gebieten mit hoher Verdunstung bleibt in der Regel nur wenig Wasser übrig, das in die Oberflächengewässer abfließen kann. Überall dort, wo der Niederschlag sehr hoch und der Wasserverbrauch durch Verdunstung gering ist, fließt dagegen viel Wasser ab und kann unter extremen Bedingungen (Perioden mit starken und langandauernden Niederschlägen) zu Hochwasserereignissen führen. Aus diesem Grund widmet man dem Abflussgeschehen unterschiedlicher Wassereinzugsgebiete (z.B. bewaldet, nicht bewaldet, etc.) von jeher ganz besondere Aufmerksamkeit (vgl. hierzu auch MITSCHERLICH 1981, BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990, WOHLRAB et al. 1992 u. a.).

MITSCHERLICH (1981) fasst die Ergebnisse verschiedener forsthydrologischer Untersuchungen zusammen und schreibt dem Wald eine abflussverlangsamende und -dämpfende Wirkung zu. Im Gegensatz dazu findet man in der Literatur keine Hinweise auf eine positive Wirkung von intakten Mooren auf das Abflussgeschehen (EGGELSMANN 1990, SUCCOW & JOOSTEN 2001).

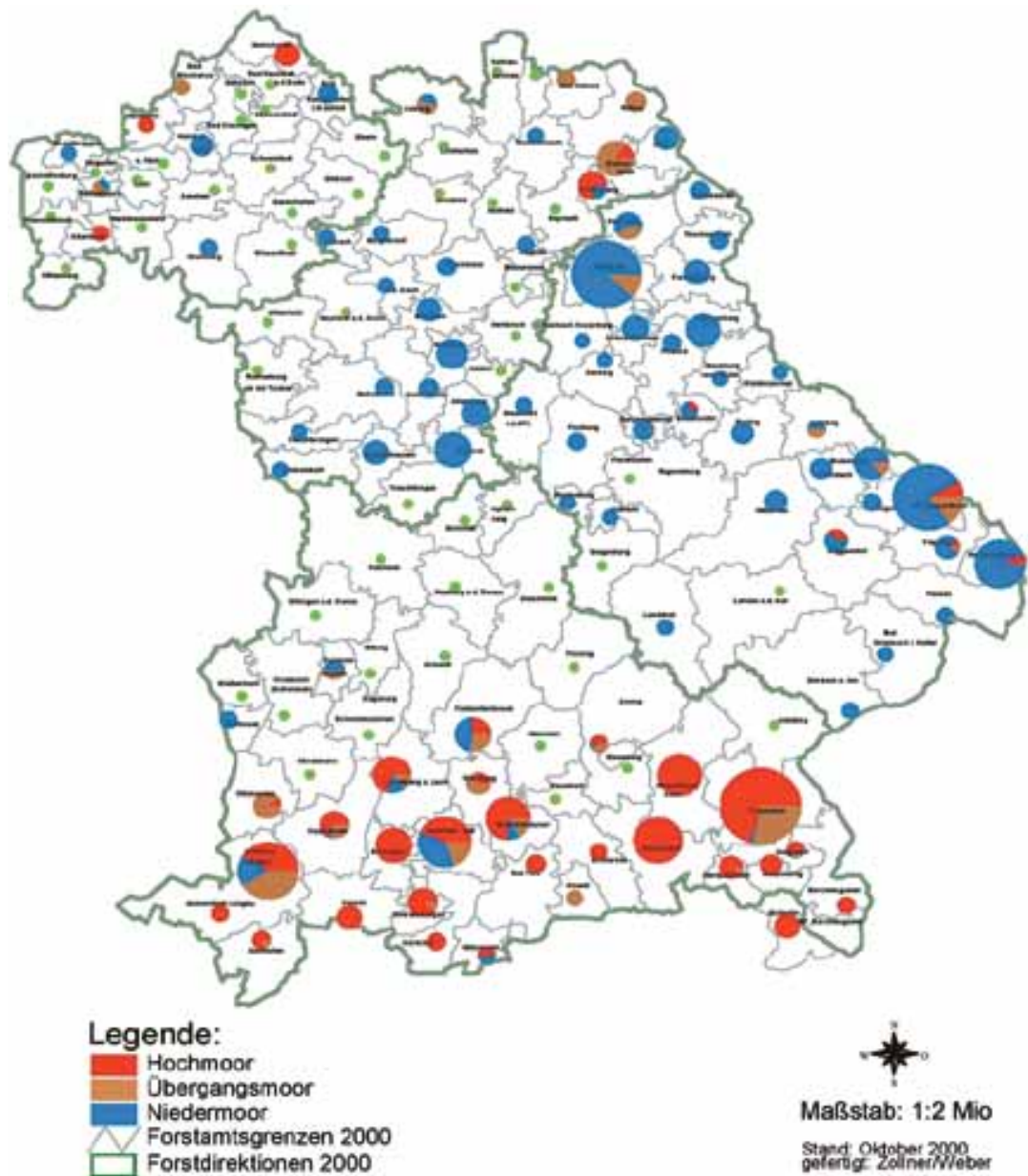


Abbildung 1

Verteilung der Moorfläche und -typen nach Forstämtern (Frau Gabriele Weber arbeitete 2001 und 2002 als studentische Hilfskraft im Rahmen des Moorprojektes bei der LWF).

Im Gegenteil herrscht hier die Meinung vor, dass entwässerte Hochmoore einen deutlich günstigeren Einfluss auf eventuelle Hochwasserereignisse ausüben als intakte (EGGELSMANN 1969 u. 1990 und EDOM 2001). Im Rahmen des von der Bayerischen Staatsforstverwaltung geförderten Forschungsvorhabens V 32 an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) zum Thema „Möglichkeiten und Grenzen von waldbaulichen Pflegemaßnahmen bei der Renaturierung von bewaldeten Mooren“ wurde unter anderem auch die hydrologische Wirkung von Entwässerung und Aufforstung von Hochmooren näher untersucht.

Um den Einfluss von Entwässerung und land- bzw. forstwirtschaftlicher Nutzung auf das Abflussgesche-

hen eines Hochmooreinzugsgebietes zu klären, wurde ein langjähriger moorhydrologischer Versuch der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) in den südlichen Chiemseemooren von der LWF forsthydrologisch begleitet (JORDAN et al. 1999) und 2002 gezielt ausgewertet. Dabei zeigten sich überraschende Ergebnisse, die zum Teil den herrschenden Vorstellungen der Wirkung von Entwässerungsmaßnahmen auf die hydrologischen Eigenschaften von Mooren widersprechen.

Im Folgenden sollen deshalb einige Ergebnisse des von 1968 bis 1999 an der LBP laufenden moorhydrologischen Experiments näher dargestellt werden. Der Versuch besteht aus vier unterschiedlich intensiv genutzten Wassereinzugsgebieten innerhalb eines ca.

500 ha großen Hochmoorkomplexes. Ein Einzugsgebiet (UM) umfasst einen nahezu unberührten Hochmoorteil von etwas über 20 ha Größe, die drei anderen Einzugsgebiete liegen innerhalb eines intensiv entwässerten Hochmoorgrünlandteiles, wobei zwei dieser drei Einzugsgebiete (FM/N und FM/S) in der zweiten Hälfte der 60er Jahre des vorigen Jahrhunderts mit Fichte aufgeforstet wurden. Die landwirtschaftlich kultivierte Fläche KM (knapp 30 ha groß) wird dagegen bis heute landwirtschaftlich genutzt. Eine detaillierte Versuchsbeschreibung hierzu findet sich bei JORDAN et al. (1999).

Abbildung 2 gibt einen Überblick zur Höhe der jährlichen Abflüsse aus den untersuchten Einzugsgebieten in Abhängigkeit von der jährlichen Niederschlagsmenge für den Beobachtungszeitraum zwischen 1968 und 1999. Dabei zeigt sich, dass der

Abfluss aus dem kultivierten Moor KM über die gesamte Beobachtungsperiode deutlich über dem des unberührten Hochmoores liegt. Die beiden aufgeforsteten Einzugsgebiete FM/N und FM/S geben dagegen fast immer deutlich weniger Wasser im Laufe eines Jahres an die umliegenden Oberflächengewässer (z. B. Bäche und Flüsse) ab als das unberührte Moor.

Aus Tabelle 2 lassen sich die mittleren Abflusshauptzahlen für drei zehnjährige Perioden entnehmen. Dabei zeigt sich, dass die Abflüsse während der letzten 30 Jahre langsam abgenommen haben. Auf den forstlich genutzten Flächen könnte das an den heranwachsenden Fichtenbeständen (ältere Bestände verbrauchen mehr Wasser als junge) liegen. Einen ähnlichen Effekt dürfte die zunehmend extensivere Nutzung des Hochmoorgrünlandes haben und auf dem naturnahen Moor deuten sich vermutlich erste Auswir-

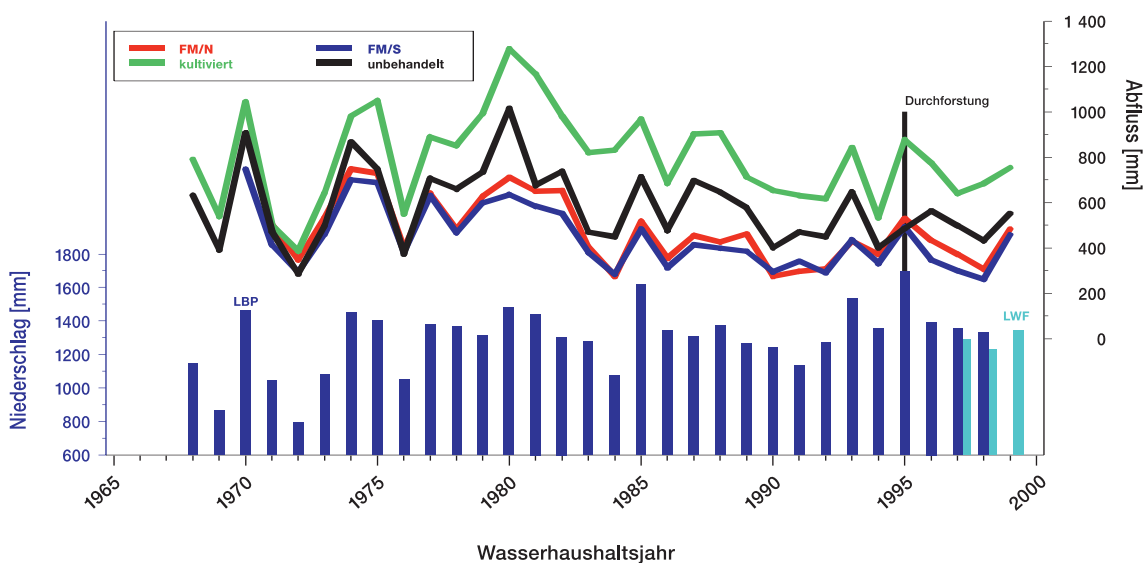


Abbildung 2

Entwicklung der Jahresabflüsse für die Wassereinzugsgebiete UM, KM und FM/N bzw. FM/S in den südlichen Chiemseemooren in Abhängigkeit der jährlichen Niederschlagshöhe. Die absoluten Höhen der Jahresniederschläge und -abflüsse in mm können den jeweiligen Abszissen entnommen werden. FM/N ist eine Wiederholung der Versuchsanlage FM/S. Im Jahr 1995 wurde auf der Fläche FM/N eine starke Durchforstung durchgeführt (Entnahme von rund 30% des aufstockenden Vorrats), um die Auswirkungen von starken Pflegeeingriffen auf das Abflussgeschehen zu testen. Dabei zeigte sich, dass bereits drei Jahre nach der Durchforstung keine Auswirkungen der Durchforstung auf die Jahresabflusshöhe mehr nachweisbar waren.

Tabelle 2

Übersicht zu den Abflusshauptzahlen – Niederschlag (ND), Oberflächen- u. Dränabfluss (AF), Gebietsverdunstung (ND-AF) für die Versuchflächen unberührtes (UM), landwirtschaftl. kultiviertes Moor (KM) und forstlich genutztes Moor (FM/N u. FM/S)

	Dekade 1971/79			Dekade 1980/89			Dekade 1990/99		
	ND	AF	ND-AF	ND	AF	ND-AF	ND	AF	ND-AF
	(mm)								
UM	1064	512	552	1349	645	704	1375	490	885
KM	1064	650	414	1349	925	424	1375	700	675
FM/N	1064	485	579	1349	489	860	1375	379	996
FM/S	1064	447	617	1349	441	908	1375	353	1022

kungen (zunehmende Bewaldung) der aus Versuchsgründen notwendigen Ringentwässerung an. Eine detaillierte Diskussion zu diesen Effekten findet sich bei FRANKL (1996) und JORDAN et al. (1999).

Die Untersuchung der jährlichen Abflusshöhen eignet sich aber nicht dazu, die Eigenschaften von unterschiedlich genutzten Hochmoorstandorten hinsichtlich ihrer Bedeutung für das Hochwassergehen zu beurteilen, da es dabei nicht auf die im Jahresverlauf abfließende Wassermenge ankommt, sondern vielmehr auf diejenige Wassermenge, die bei einem konkreten Niederschlagsereignis unmittelbar aus einem Mooregebiet abfließt.

Um beurteilen zu können, wieviel Wasser unterschiedlich genutzte Moorökosysteme bei einem extremen Niederschlagsereignis zurückhalten, werden in Abb. 3 die Abflusshöhen der vier Einzugsgebiete für ein Starkniederschlagsereignis im Juli 1998 vorgestellt. Dabei zeigt sich, dass das unberührte Hochmoor UM deutlich weniger überschüssiges Wasser an die Umgebung abgibt als das kultivierte Moor KM und die beiden aufgeforsteten Einzugsgebiete FM/N und FMS. Abbildung 3 veranschaulicht darüber hinaus, dass auf den genutzten Moorstandorten neben der Höhe auch die Geschwindigkeit des Abflusses deutlich gegenüber dem naturnahen Moor zunimmt.

Der Vergleich der vier Einzugsgebiete nach Einzelniederschlagsereignissen lässt demnach eindeutig auf einen negativen hydrologischen Einfluss von Entwässerungsmaßnahmen im Zusammenhang mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung von Hochmoorökosystemen schließen. Interessant in diesem Zusammenhang ist ferner, dass auch ein geschlossener Fichtenbestand nur in sehr begrenztem Umfang die

negativen hydrologischen Auswirkungen der Entwässerung abmildern kann.

Betrachtet man die Zeit, die vergeht bis die Abflusswehre auf das hohe Niederschlagsereignis reagieren, dann wird deutlich, dass zwischen den einzelnen Einzugsgebieten nur sehr geringe Unterschiede bestehen. Allerdings lassen sich auf den entwässerten Hochmoorflächen rasch sehr hohe Abflussmaxima messen, während auf UM kein deutlicher Hochwasserscheitel ausgebildet ist. Auch der Anstieg und der Abfall des Hochwasserabflusses verlaufen auf den entwässerten Moorflächen wesentlich rasanter als auf der unberührten Parzelle. Dafür dauert es auf dem intakten Moor länger bis das überschüssige Niederschlagswasser abgeflossen ist als auf den entwässerten Flächen.

UM hält demnach also den überschüssigen Niederschlag deutlich länger auf der Fläche zurück und gibt das Wasser im Vergleichszeitraum deutlich langsamer an die Umgebung ab als KM bzw. FM/N oder FM/S. Auf den entwässerten Moorstandorten dauert das Hochwasserereignis knapp 1 Tag, auf dem naturnahen Hochmoor dagegen mehr als 4 Tage. Daraus folgt, dass Entwässerungsmaßnahmen den Hochwasserabfluss deutlich beschleunigen und kurzfristig stark erhöhen. Das gilt insbesondere für extreme Niederschlagsereignisse.

Etwas anders liegen die Verhältnisse bei geringen Niederschlagsereignissen und wenn das Hochmoor wassergesättigt und aufgequollen ist. Unter diesen Voraussetzungen bewirken weitere Regenereignisse einen höheren Abfluss des naturnahen Hochmoores im Vergleich zu den aufgeforsteten Moorflächen (vgl. Abb. 4). Die Abflusshöhen des Hochmoorgrünlandes werden dagegen aber niemals erreicht.

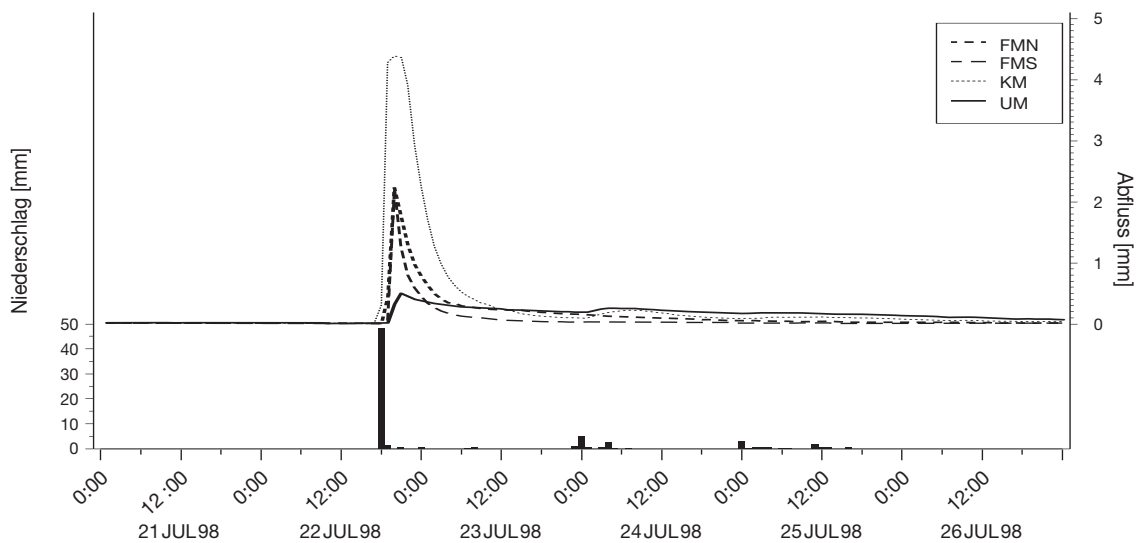


Abbildung 3

Vergleich der Abflusshydrographen von einer naturnahen (UM), einer landwirtschaftlich (KM) und von zwei forstwirtschaftlich (FM) genutzten Hochmoorflächen während eines kräftigen und kurz andauernden Niederschlagsereignisses (> 50 mm innerhalb von drei Stunden) im Juli 1998.

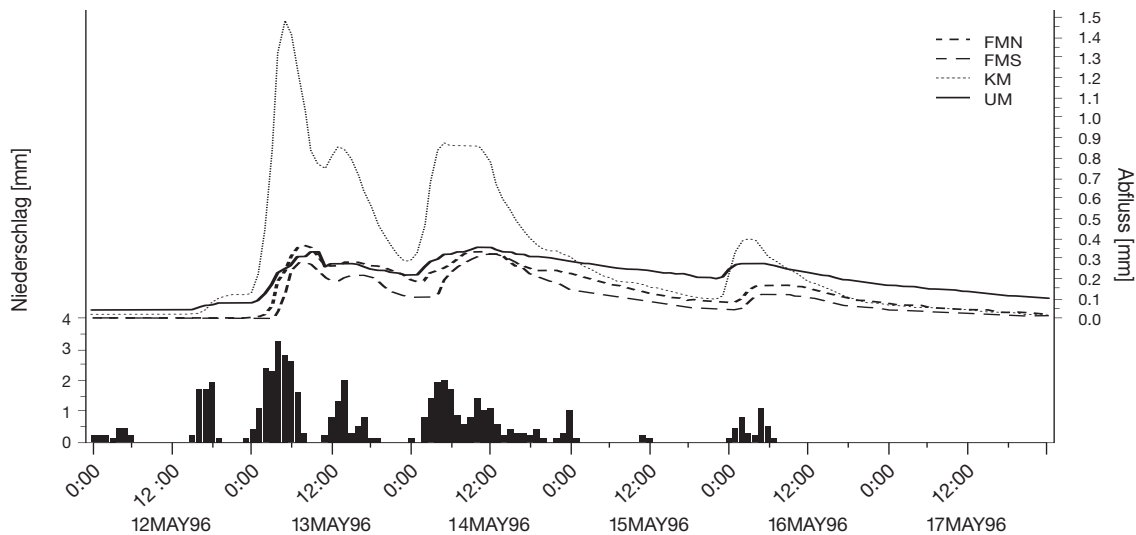


Abbildung 4

Vergleich des Abflussgeschehens in vier unterschiedlich genutzten Hochmoorstandorten bei mehreren kleinen bis mittleren Niederschlagsereignissen, die kurz aufeinander folgen.

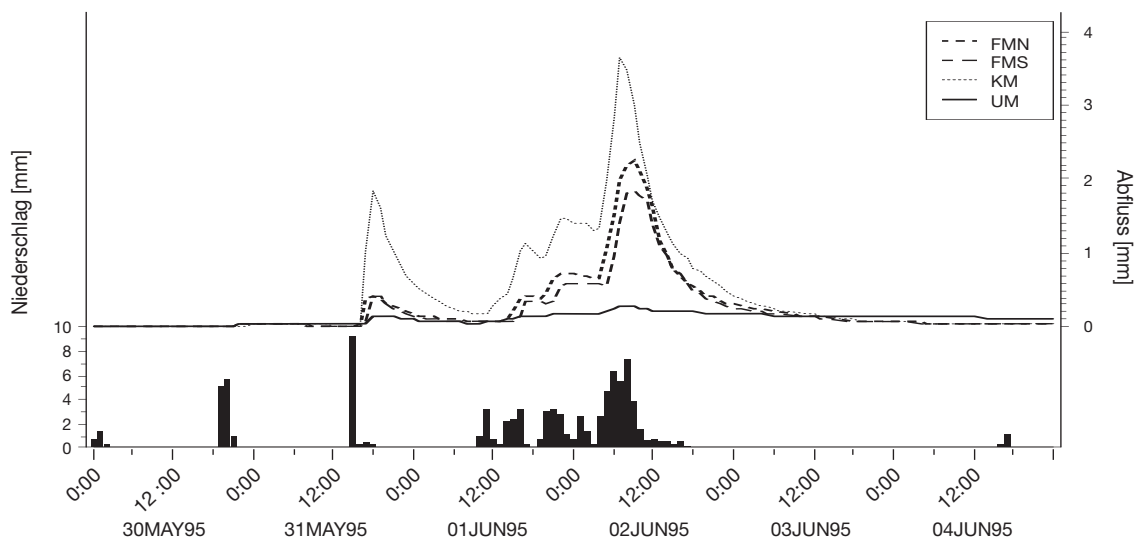


Abbildung 5

Vergleich des Abflussgeschehens in vier unterschiedlich genutzten Hochmoorstandorten bei dicht aufeinander folgenden mittleren bis stärkeren Niederschlagsereignissen (31.05.95 10 mm, am 01.06.95 13 mm und am Morgen des 01.06.95 30 mm).

Folgen dagegen einem mittleren Niederschlagsereignis stärke Regenfälle, dann lässt sich wieder das gleiche Abflussmuster beobachten, das bereits in Abb. 3 vorgestellt wurde. Das naturnahe Hochmoor dämpft die Hochwasserabflüsse demnach immer am effektivsten und schützt damit immer am wirkungsvollsten vor den negativen Auswirkungen von Starkniederschlagsereignissen.

Die vielfach herrschende Auffassung, entwässerte Hochmoore seien in Bezug auf das Abflussgeschehen grundsätzlich günstiger zu beurteilen als naturnahe (EGGELSMANN 1990, EDOM 2001), kann für die südlichen Chiemseemoore nicht bestätigt wer-

den. Vielmehr wirkt nach den hier gewonnenen Ergebnissen eine Entwässerung sowohl deutlich abflussverstärkend als auch stark abflussverkürzend. Sie ist deshalb für den Wasserhaushalt eines Mooregebietes und dessen unmittelbare Umgebung eindeutig als ungünstig zu beurteilen.

3. Diskussion

Aus verschiedenen Untersuchungen ist die abflussdämpfende Wirkung von Waldbeständen bekannt. Die Ursache hierfür liegt einmal in der hohen Interzeption und Transpiration der Waldbestände. Im Sommer wird mehr Wasser verbraucht, die Böden

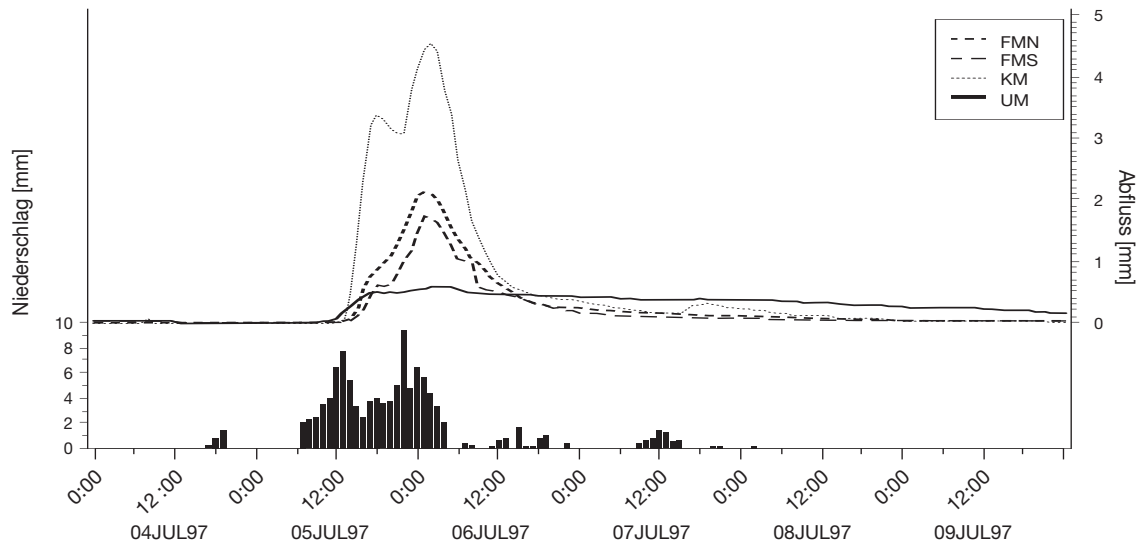


Abbildung 6

Vergleich des Hochwasserabflusses nach einem über einen ganzen Tag verteilten Dauerniederschlagsereignis von 100 mm.

trocknen aus und können deshalb mehr Niederschlagswasser aufnehmen. Zu Beginn von Niederschlagsereignissen führt dies zu einer Verminderung des abflusswirksamen Niederschlages. Im Winter und Frühjahr schützt das Kronendach den Boden vor stärkerer Erwärmung, wodurch die Schneeschmelze verzögert wird und der Wasserabfluss langsamer erfolgt.

Naturbelassene Hochmoore sind dagegen von permanentem Wasserüberschuss geprägt. Nahezu das ganze Jahr bleiben ihre Böden wassergesättigt. Aus diesem Grund vermuteten EGGELSMANN (1967, 1972, 1990) und EDOM (2001), dass eine zusätzliche Aufnahme von größeren Niederschlagsmengen nur noch sehr begrenzt und vor allem nach längeren Trockenperioden erfolgen kann. Vergleichende Abflussuntersuchungen zwischen moorreichen und moorarmen Einzugsgebieten in Böhmen und Mähren (FERDA 1973) zeigten, dass der hydrographische Einfluss der Moore zum einen vor allem in der höheren Verdunstung und damit einem entsprechend vermindertem Abfluss besteht. Zum anderen weisen Moorböden im gesättigten Zustand ein geringeres Retentionsvermögen auf, d.h. der Hochwasserabfluss ist höher, der Niedrigwasserabfluss niedriger als bei Mineralböden. Auch EGGELSMANN (1967, 1972, 1990) schreibt den Mooren keine ausgleichende Wirkung auf das Abflussregime der Bäche und Flüsse zu (vgl. hierzu auch BADEN & EGGELSMANN 1964, UHLEN 1972, HEIKURAINEN 1976 u. 1980, BURT 1990). EDOM (2001) folgert aus hydromorphologischen Überlegungen, dass „nach mehrjähriger Entwässerungszeit Leitfähigkeiten und Porositäten über die Tiefe der entwässerten Bodensäule in weitem Maße gleichmäßiger verteilt sind“ und deshalb entwässerte Moore in ihrem Abflussverhalten weniger extrem sind als naturnahe Moore und deshalb Mineralböden näher stehen als intakten Moorböden.

Untersuchungen, die unterschiedlich genutzte Hochmoorböden miteinander vergleichen, sind dagegen selten. In der skandinavischen Literatur finden sich allerdings Hinweise auf hydrologisch günstige Eigenschaften intakter Moorböden auf das Abflussgeschehen. So fand ATHI (1980) eine deutliche Erhöhung der Hochwasserabflüsse nach Entwässerung. MUSTONEN & SEUNA (1972) erklären das damit, dass das intensive Entwässerungsnetz dem Regenwasser einen sehr raschen Abfluss ermöglicht und daher das Wasser daran hindert, im Boden gespeichert zu werden. Das bestätigen auch PAAVILAINEN & PÄIVÄNEN (1995) in ihrer Arbeit über Forstwirtschaft auf Moorböden (Peatland Forestry).

Entwässerte Moorfichtenbestände verbrauchen zwar durch ihre hohe Interzeption und Transpiration viel Wasser und dämpfen damit die Abflussextreme im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Hochmoorflächen deutlich, können aber die abflusssteigernde Wirkung der Entwässerung nicht wirklich kompensieren. Insbesondere bei mittleren bis starken Niederschlagsereignissen zeigt sich das am Verlauf der Abflusskurven.

Die positive Wirkung intakter Hochmoore auf das Abflussgeschehen liegt in deren typischem Aufbau begründet. Wachsende Hochmoore sind baum- bzw. nahezu baumfrei, lediglich an ihren Rändern (Randgehänge) kommen geschlossene Waldbestände vor. Die gesamte Bodenoberfläche der Hochmoore ist mit hydrologisch hoch aktiver Vegetation (v.a. Torfmoosen) bedeckt; kaum ein Quadratzentimeter ist ohne Bewuchs. In der Regel sind offene Torf- bzw. Wasserflächen nur sehr vereinzelt vorhanden. Die gesamte lebende Bodenoberfläche (Akrotelm) ist sehr wasseraufnahmefähig und kann zum Teil sehr stark

aufquellen und dabei sehr große Wassermengen kurzfristig zwischenspeichern.

Diese hydrologisch aktive Vegetationsdecke mit Bult- und Schlenkenstruktur weist darüber hinaus auch eine hohe Oberflächenrauigkeit auf. Überschüssiges Niederschlagswasser kann nicht einfach abfließen, sondern trifft auf einen erheblichen Widerstand durch die dichte, stark aufgequollene Bodenvegetation. Der Abfluss erfolgt deshalb nicht schnell (vgl. EDOM 2001), sondern sehr gedämpft und auf ganzer Fläche. Mehrjährige Wasserstandsmessungen in den südlichen Chiemseemooren und in anderen Mooren Oberbayerns im Rahmen dieser Untersuchungen haben gezeigt, dass die Entwässerung naturnaher Hochmoore nach Niederschlagsereignissen tatsächlich nur sehr langsam erfolgt. Die Wasserstände fielen während längerer Austrocknungsperioden in den Grundwassermessstandsrohren im Durchschnitt nur um circa einen Zentimeter pro Tag ab.

Neben den beträchtlichen Abflusswiderständen durch die aufquellende und kleinstrukturierte Vegetationsdecke spielt auch der Wasserverbrauch der Moorvegetation selbst eine wichtige Rolle für das Abflussgeschehen eines Hochmoores. Transpiration und Interzeption liegen zwar niedriger als in Wäldern, übertreffen aber deutlich die Werte für Hochmoorgrünland. Während längerer Trockenperioden kann der Wasserstand durchaus bis zu 15 cm unter Flur absinken. Der Torfkörper schrumpft dabei vorübergehend zusammen, quillt aber sofort wieder auf, sobald neuer Regen fällt. Dadurch bildet sich ein beträchtlicher kurzfristiger Zwischenspeicher für überschüssiges Wasser, das nicht frei, sondern deutlich verlangsamt aus dem Hochmoor abfließen kann.

4. Folgerungen

Die vorgestellte Versuchsauswertung zeigt, dass ein naturnahes Hochmoor wesentlich ausgeglichener auf Starkniederschlagsereignisse reagiert, als das entwässerte Moorflächen tun. Selbst eine Aufforstung mit Waldbäumen kann die abflusserhöhende und -verkürzende Wirkung von Entwässerungsmaßnahmen nicht ausgleichen. Bis auf wenige Situationen im Wasserhaushaltsjahr kommt ein intaktes Hochmoor mit starken Regenfällen am besten zurecht und schützt seine Umgebung deshalb auch am effektivsten vor den Folgen von Hochwasserereignissen. Jeder Eingriff in die Hydrologie eines Hochmoores wirkt dagegen negativ auf den Gebietswasserhaushalt und sollte deshalb unterbleiben bzw. durch Renaturierungsmaßnahmen so weit wie möglich wieder ausgeglichen werden.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung veranschaulichen aber auch deutlich, dass flächige Räumungsmaßnahmen auf entwässerten Hochmoorstandorten erhebliche Einflüsse auf die Höhe des Abflussgeschehens haben können. Kahlhiebs in entwässerten Moorwaldbeständen sind deshalb besonders sorgfältig abzuwä-

gen und nur dann förderlich für eine Renaturierung, wenn gleichzeitig Wiedervernässungsmaßnahmen (Einstau) stattfinden, die das ehemalige Entwässerungsregime unwirksam machen und es gelingt, den degradierten Moorkörper flächig wieder zu beleben. Dazu muss das überschüssige Niederschlagswasser auf möglichst breiter Fläche über den gewachsenen Torfkörper abgeführt werden. Nur unter diesen Voraussetzungen können Renaturierungsmaßnahmen in Verbindung mit Hiebsmaßnahmen einen positiven Beitrag zum örtlichen bzw. regionalen Hochwasserschutz leisten.

Maßnahmen zur Moorrenaturierung, die zu einer Wiederbelebung von Hochmooren führen, erfüllen demnach nicht nur Aufgaben des Biotop- und Artenschutzes, sondern leisten zusätzlich einen wirksamen Beitrag zum aktiven Hochwasserschutz. Mehr an der bloßen Landschaftsgestaltung ausgerichtete Maßnahmen, die lediglich die Bestockung beseitigen, aber keine flächige Vernässung bewirken, sind für den Hochwasserschutz negativ zu beurteilen.

5. Danksagung

An dieser Stelle soll der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau für die freundliche Unterstützung bei der Versuchsdurchführung bzw. -auswertung und langjährige gute Zusammenarbeit im Bereich der Moorforschung gedankt werden. Dabei verdienen Frau Eleonore Weidele und Herr Konrad Heiß besondere Anerkennung für die stets zuverlässige und prompte Bearbeitung der Rohdaten und die wertvolle Hilfe bei der Versuchsauswertung. Dank gilt auch Herrn Franz Jordan und Herrn Dr. Gisbert Kuhn für die kollegiale Unterstützung bei allen Fragen zur Versuchsanlage und -durchführung.

Literatur

- AHTI, E. (1980): Ditch spacing experiments in estimation the effects of peatland drainage on summer runoff, Int. Assoc. Hydrol. Sci., IAHS-AISH Publ. 130, S. 49-53.
- (1987): Waterbalance of drained peatlands on the basis of water table simulation during the snowless period.- Commun. Inst. For Fenn. 141, S. 1-64.
- BADEN & EGGELSMANN (1964): Der Wasserkreislauf eines norddeutschen Hochmoores.- Schriftenr. Kuratoriums Kulturbauwesens Nr. 12, S. 1-156.
- BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER (1990): Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie.- In: LIEBSCHER H.-J. (Hrsg.): Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1, Gebrüder Borntraeger, Berlin-Stuttgart.
- BURT, T.P.; A.L. HEATHWAITE, J.C. LABADZ (1990): Runoff production in peat-covered catchments.- In: ANDERSON, M.G., BURT, T.P. (Hrsg.): Process studies in hillslope hydrology, Wiley, Chichester, S. 463-500.
- EDOM, F. (2001): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht (chorische Betrachtung).- In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.):

- Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl., Schweizerbart, 622 S.
- EGGELSMANN, R. (1967):
Oberflächengefälle und Abflussregime der Hochmoore.-
In: Wasser und Boden 19, S.247-252.
- EGGELSMANN, R. (1972):
The water balance of lowlands areas in north-west coastal
reions of the FRG, Int. Symp. Hydrol. Marsch-Ridden
Areas, Minsk, Byelorussian, SSR, 15 S.
- EGGELSMANN, R. (1981):
ökohydrologische Aspekte von anthropogen beeinflussten
und unbeeinflussten Mooren Norddeutschlands, Dis. A,
175., Univ. Oldenburg, Fb. Naturwissensch.
- EGGELSMANN, R. (1990):
Moor und Wasser.- In: GÖTTLICH, K.H. (Hrsg.): Moor-
und Torfkunde, 3. Auflage, S. 288-320, E. Schweizer-
bart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- FERDA, J. (1973):
Zur Problematik der hydrologischen Funktion der Moore in
Gebirgsgebieten, Z. f. Kulturtechnik u. Flurber., 14: 178-
189.
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME (1996):
Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemein-
schaft Forsteinrichtung. 5. Auflage, IHW-Verlag, München,
352 S.
- FRANKL, R. (1996):
Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (südli-
che Chiemseemoore) im Zeitraum von 1957 bis 1982. Bay-
reuther Forum Ökologie, Bd. 37, 222 S.
- HAIKURAINEN, L. (1976):
Comparison between runoff conditions on a virgin peat-
land and a forest drainage area. Proc. 5th Int. Peatcongress,
Poznan, Poland, Bd. 1, S. 76-86.
- HAIKURAINEN, L. (1980):
Effekts of forest drainage on high discharge. Int. Assoc.
Hydrol. Sci., IAHS-AISH Publ. 130, S. 89-96.
- JORDAN, F. (1999):
Hydrologische Dauerbeobachtung, Vergleichende Wasser-
haushaltsbeobachtungen auf einer unberührten, einer kul-
tivierten und zwei aufgeforsteten Hochmoorflächen in
Südbayern, 1958-1998.- Schr.-R. d. Bayer. Landesanstalt f.
Bodenkultur und Pflanzenbau, Heft 2, 3. Jahrg., München,
34 S.
- KUNTZE, H. & R. EGGELSMANN (1979):
Ergebnisse der im Rahmen eines DFG-Forschungsvorha-
bens untersuchten „Einflüsse auf den Gebiets- und Boden-
wasserhaushalt aufgeforsteter Moore“, Nds. Landesamt f.
Bodenforschung u. angewandte Bodenkunde, Bremen.
- MITSCHERLICH, G. (1981):
Wald, Wachstum und Umwelt, Waldklima und Wasser-
haushalt II. 2. Aufl.: 402 S.; Frankfurt/Main (Sauerländer).
- MUSTONEN, S.E. & P. SEUNA (1972):
Influence of forest draining on the hydrology of an open
bog in Finland. Int. Symp. Hydrol. Marsch-Ridden Areas,
Minsk, Byelorussian SSR, 12 pp.
- PAAVILAINEN, E. & J. PÄIVÄNEN (1995):
Peatland Forestry, Ecology and Principles.- Ecological Stu-
dies 111, Springer-Verlag, Berlin.
- SCHMEIDL, H.; M. SCHUCH & R. WANKE (1970):
Wasserhaushalt und Klima einer kultivierten und un-
berührten Hochmoorfläche am Alpenrand.- Schr.-R. Kura-
torium für Kulturbauwesen, 19, Wasser und Boden, Ham-
burg.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001):
Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl., E. Schwei-
zerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 622 S.
- UHDEN, O. (1972):
Gebirgshochmoore und Wasserwirtschaft am Beispiel des
Borckenfeldmoores im Oberharz, Wasser und Boden,
Hamburg, 175 S.
- VIDAL, H. (1959):
Vergleichende Wasserhaushalts- und Klimabeobachtungen
auf unkultivierten und kultivierten Hochmooren in Süd-
bayern.- Mitt. f. Landkultur, Moor u. Torfwirtschaft, Bay-
er. Landesanst. f. Landkultur und Moorwirtschaft, 7.
Jahrg., Heft 4, München, S. 204-217.
- (1960):
Vergleichende Wasserhaushalts- und Klimabeobachtungen
auf unkultivierten und kultivierten Hochmooren in Süd-
bayern.- Mitt. f. Landkultur, Moor u. Torfwirtschaft, Bay-
er. Landesanst. f. Landkultur und Moorwirtschaft, 8.
Jahrg., Heft 2/3, München, S. 50-107
- (1962):
Ergebnisse vergleichender Abfluss- und Grundwasserbe-
obachtungen auf einer unberührten bzw. kultivierten
Hochmoorfläche in den südlichen Chiemseemooren im
Abflussjahr 1961, Bayer. Sonderdruck aus: Landwirtschaft.
Jahrbuch, 39. Jahrg., Heft 7, München,
- WOHLRAB, B.; H. ERNSTBERGER, A. MEUSER & V.
SOKOLLEK (1992):
Landschaftswasserhaushalt. Paul Parey Verlag, Hamburg-
Berlin.
- ZOLLNER, A. (1993):
Renaturierung von bewaldeten Mooren im Oberbayeri-
schen Staatswald.- Telma 27: S. 297-309, 8 Abb., 1 Übers.,
Hannover.
- (1999):
Aufgeforstete Hochmoorflächen.- In: Schriftenreihe der
Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzen-
bau 2/99, 3.Jg.: Hydrologische Bodendauerbeobachtung,
Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft u.
Forsten, München.
- ZOLLNER, A.; J. EWALD & K. KETTERER (2001):
Die Abhängigkeit der Vegetation eines südostbayerischen
Hochmoores von Entwässerung und sekundärer Bewal-
dung.- Telma 31: S. 231-247, 6 Abb., 2 Tab., Hannover.

Anschrift des Verfassers:

Alois Zollner
Bayerische Waldarbeitsschule Laubau
Laubau 7
D-83324 Ruhpolding
e-mail: was-laubau@t-onlinde.de

Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten Hoch- und Übergangsmoorflächen*

Marika BERNRIEDER**

Gliederung

1. Einführung
2. Untersuchungsgebiet
 - 2.1 Lage
 - 2.2 Kurzcharakteristik
 - 2.3 Nutzungsgeschichte
3. Aufgabenstellung
4. Rahmenbedingungen und Phasen des Projekts
5. Grundlenerhebung
6. Planung und Durchführung der Maßnahmen
7. Erfolgskontrolle
8. Ergebnisse der ersten Beobachtungsphase
 - 8.1 Extensiv genutzte Wiese („Setzberger Feld“)
 - 8.2 Bodenabtragsfläche im Setzberger Feld
 - 8.3 Intensiv genutzte Wiese („Stringelfeld“)
 - 8.4 Bodenabtragsfläche im Stringelfeld
 - 8.5 Kiefernforst
 - 8.6 Fichtenforst
 - 8.7 Hochmoorheide
9. Gesamtschau und Erfolgsaussichten der Standorts- und Maßnahmenvarianten
 - 9.1 Entwicklungen in den Standorteinheiten
 - 9.2 Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen
10. Ausblick (Fortführung der Erfolgskontrolle)
11. Literatur

1. Einführung

Im Jahr 1992 wurde auf Privatflächen um das Gut Mooseurach bei Königsdorf (Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen) ein „Pilotprojekt“ zur Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten ehemaligen Hoch- und Übergangsmoorflächen gestartet. Zum damaligen Zeitpunkt gab es bereits eine Reihe von Renaturierungsprojekten auf abgetorften Hochmoorstandorten und auch auf genutzten Niedermooren, für genutzte Hochmoorflächen existierten jedoch nur einzelne Renaturierungsbestrebungen z. B. auf Staatsforstflächen wie dem Schönramer Filz.

Das Renaturierungsprojekt wurde in Kooperation mit der Allianz Umweltstiftung, vom Gutsbesitzer und der Bosch & Partner GmbH konzipiert und umgesetzt. Eine ergänzende Finanzierung wurde in der Phase der Erfolgskontrolle durch den Bayerischen Naturschutzfonds und die Stiftung für Bildung und Behindertenförderung GmbH bereitgestellt.

Ziel der Renaturierungsmaßnahmen war es, in einem durch Entwässerung und Nutzung stark degradierten Hochmoorkomplex wieder möglichst naturnahe Bedingungen zu etablieren bzw. im Idealfall die Voraussetzungen für ein wachsendes Hochmoor zu schaffen. Darüber hinaus sollte im Rahmen des Projekts aber auch der Erfolg unterschiedlicher Maßnahmenvarianten bei unterschiedlichen Ausgangsbedingungen mittels einer nachfolgenden Erfolgskontrolle dokumentiert werden.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Die Gutsflächen um Mooseurach bei Königsdorf, Lkr. Bad Tölz-Wolfratshausen, sind Teil der „Königsdorfer Moränen- und Moorplatte“ im Ammer-Loisach-Hügelland. Die Königsdorfer Moorplatte liegt im südlichen Wolfratshausener Seebecken und bildet aufgrund ihrer Flächenausdehnung eines der bedeutendsten Mooregebiete im bayerischen Alpenvorland mit Anbindung an weitere ausgedehnte Moorlandschaften. So ist im Süden der Anschluss an das Kochelseebecken mit den Loisach-Kochelseemooren nur durch einen Molasseriegel unterbrochen.

Das Untersuchungsgebiet um Mooseurach umfasst die gesamten Flächen des Gutsbesitzes (weiteres UG) und darin auch die Moorkomplexe Rossfilz und Breitfilz sowie kleinere Teilbereiche des Weidfilzes bei Königsdorf und des Höfner Filzes (vgl. Abb. 1 und Abb. 2; die Grenzen des Untersuchungsgebietes werden aus Abb. 4 in Kap. 5 ersichtlich). Benachbart liegen im Osten das Sonnenhofer Filz und im Süden das in weiten Teilen noch relativ naturnahe Auer Filz. Das engere Bearbeitungsgebiet umfasst die Renaturierungsflächen in Breitfilz und Höfner Filz.

2.2 Kurzcharakteristik

Der geologische Untergrund im Untersuchungsgebiet wird von Seetonen des ehemaligen Wolfratshausener Sees gebildet, mit mineralischen „Inseln“ aus Grundmoränenmaterial bzw. pleistozän überprägten tertiären Härtlingen. Entwässert wird das Gebiet vorwiegend über den Zellwieser Mühlbach und dessen

* Erweiterte Fassung des Vortrags auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22.11.02 in Rosenheim

** Marika Bernrieder (Bosch & Partner GmbH)



Abbildung 1

Ausschnitt aus der TK Königsdorf 784 (wegen des günstigeren Blattschnitts wurde eine historische Karte verwendet)



Abbildung 2
Luftbildübersicht zu den Mooren um Mooseurach

Zuflüsse (wie Haselbach und Wenigbach) in die im Westen liegende Loisach. Das kühlfeuchte Klima des Untersuchungsgebietes ist durch ergiebige Niederschläge, die in Königsdorf im langjährigen Jahresmittel bei 1244 mm liegen, und relativ geringe Jahresmitteltemperaturen (7,5°C) gekennzeichnet.

2.3 Nutzungsgeschichte

Die Moorflächen im Gutsbesitz wurden Anfang des letzten Jahrhunderts aufgekauft und entwässert, Torfabbau fand jedoch entgegen der ursprünglichen Absicht nicht mehr statt. Statt dessen wurde die landwirtschaftliche Nutzung forciert. Nach mehrjähriger Ackernutzung erfolgte die Umstellung auf Grünlandnutzung und in den fünfziger Jahren schließlich die Aufforstung eines großen Teils der Fläche vorwiegend mit Fichte, z. T. auch mit Waldkiefer.

Vorbild für die Nutzung der Flächen war die großflächige Bewirtschaftung der Moore in Norddeutschland. Im Verlauf der Jahrzehnte entwickelte sich die land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Flächen, besonders der Hoch- und Übergangsmoore, jedoch ungünstig: Schlechte Nährstoffversorgung und Entwässerbarkeit verminderten die ökonomische Konkurrenzfähigkeit dieser Standorte so sehr, dass in Zeiten von Überproduktion und Flächenstilllegung auch für diese Flächen das weitere Management neu überdacht werden musste.

3. Aufgabenstellung

Eine Nutzungsaufgabe der weitgehend unwirtschaftlich gewordenen Flächen lag nahe und wurde auf vergleichbaren Standorten zunehmend vollzogen.

Werden jedoch nach Aufgabe der Nutzung keine Maßnahmen zur Wiederherstellung insbesondere der abiotischen Bedingungen vollzogen, ist eine Rückführung dieser Flächen in einen naturnahen Zustand aussichtslos. Bleiben die Entwässerungseinrichtungen wirksam, verbrachen die Flächen, bewalden sich und es entstehen aus Sicht des Ressourcen- und des Artenschutzes und auch aus Sicht der Landnutzung unbefriedigende Verhältnisse.

Zwei Generationen nach der Urbarmachung der Flächen stand der Besitzer der Flächen, ebenso wie viele öffentliche und private Eigentümer vergleichbarer Standorte, vor der Aufgabe, Strategien zum zielführenden Management dieser Flächen zu entwickeln. Statt weiterer Aufforstungen, die sogar öffentlich bezuschusst werden konnten, und statt einer ineffizienten und ökologisch problematischen, intensiven landwirtschaftlichen Nutzung bot sich eine Renaturierung der Flächen als naturschutzfachlich optimales Vorgehen an.

Konkrete Leitlinien für die erfolgreiche Renaturierung von bisher land- und forstwirtschaftlich genutzten Hoch- und Übergangsmooren waren zu Beginn des Projektes aber noch kaum erarbeitet. Hier sollte das Renaturierungsprojekt in Mooseurach an-

setzen. In seinem Rahmen sollte ein Spektrum verschiedener Maßnahmen auf unterschiedlichen Nutzungs-/Vegetationseinheiten in einer versuchsartigen Anlage auf ihre Wirksamkeit zur Wiederherstellung naturnaher Bedingungen untersucht werden.

4. Rahmenbedingungen und Phasen des Projekts

Das Renaturierungsprojekt konnte auf Initiative des Besitzers und durch das Engagement der Allianz Umweltstiftung ab 1992 realisiert werden. Die Stiftung finanzierte die umfangreichen Voruntersuchungen, die Ausarbeitung des Pflege- und Entwicklungskonzeptes für das Gut Mooseurach, die Maßnahmenumsetzung, den Hauptanteil des Monitoring bis zur vorläufigen Endauswertung im Jahr 2000 sowie den gesamten koordinatorischen Rahmen mit begleitender intensiver Öffentlichkeitsarbeit. Die Mittel für die faunistischen Untersuchungen 1996 (mit einer für 2004 vorgesehenen Wiederholung) wurden durch den Bayerischen Naturschutzfonds bereitgestellt. Die Stiftung für Bildung und Behindertenförderung, Förderbereich Ökologie, übernahm die Kosten für die Untersuchungen der Moosflora 1996 und 1999 und der Fauna 1999 sowie die Kosten der Befliegung 1996 und 1999. Konzipiert und umgesetzt wurde das Projekt von der Bosch & Partner GmbH, München (bis 1999: Mooseurach) jeweils in Zusammenarbeit mit den finanzierenden Stiftungen, dem Flächenbesitzer sowie einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe, Naturschutzverbänden und zuständigen Behörden. Die Flächen wurden vom Besitzer langfristig und unentgeltlich zur Verfügung gestellt.

Nach Abschluss der ersten Projektphase wird seit dem Jahr 2001 die wissenschaftliche Begleitung fortgeführt. Sie basiert auf einem aktualisierten Monitoringkonzept und ist für einen etwa zehnjährigen Zeitraum vorgesehen (vgl. Kap. 10).

5. Grundlagenerhebung

Voruntersuchungen im weiteren Untersuchungsgebiet, vor allem aber in einem Referenzgebiet („Rossfilz“) und zwei potenziellen Renaturierungsgebieten („Breit“- und „Weidfilz“) gingen im ersten Projektjahr der Maßnahmenphase voraus. Im Rahmen der Erhebungen wurden die Nutzungsverhältnisse und deren Auswirkungen auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie auf Fauna und Flora herausgearbeitet. Insbesondere die unterschiedliche Ausprägung der Standortparameter der genutzten Flächen im Vergleich zu den intakten Moorflächen, die als Leitbild dienen, sollte charakterisiert werden.

Durch die Auswertung von historischem und aktuellem Karten- und Luftbildmaterial und die im Rahmen des Projekts erhobenen Luftbilder konnte die Nutzungs- und Vegetationsentwicklung rekonstruiert und anhand einer Karte zur historischen Landnutzung (s. Abb. 3) dargestellt und ausgewertet werden. Aus

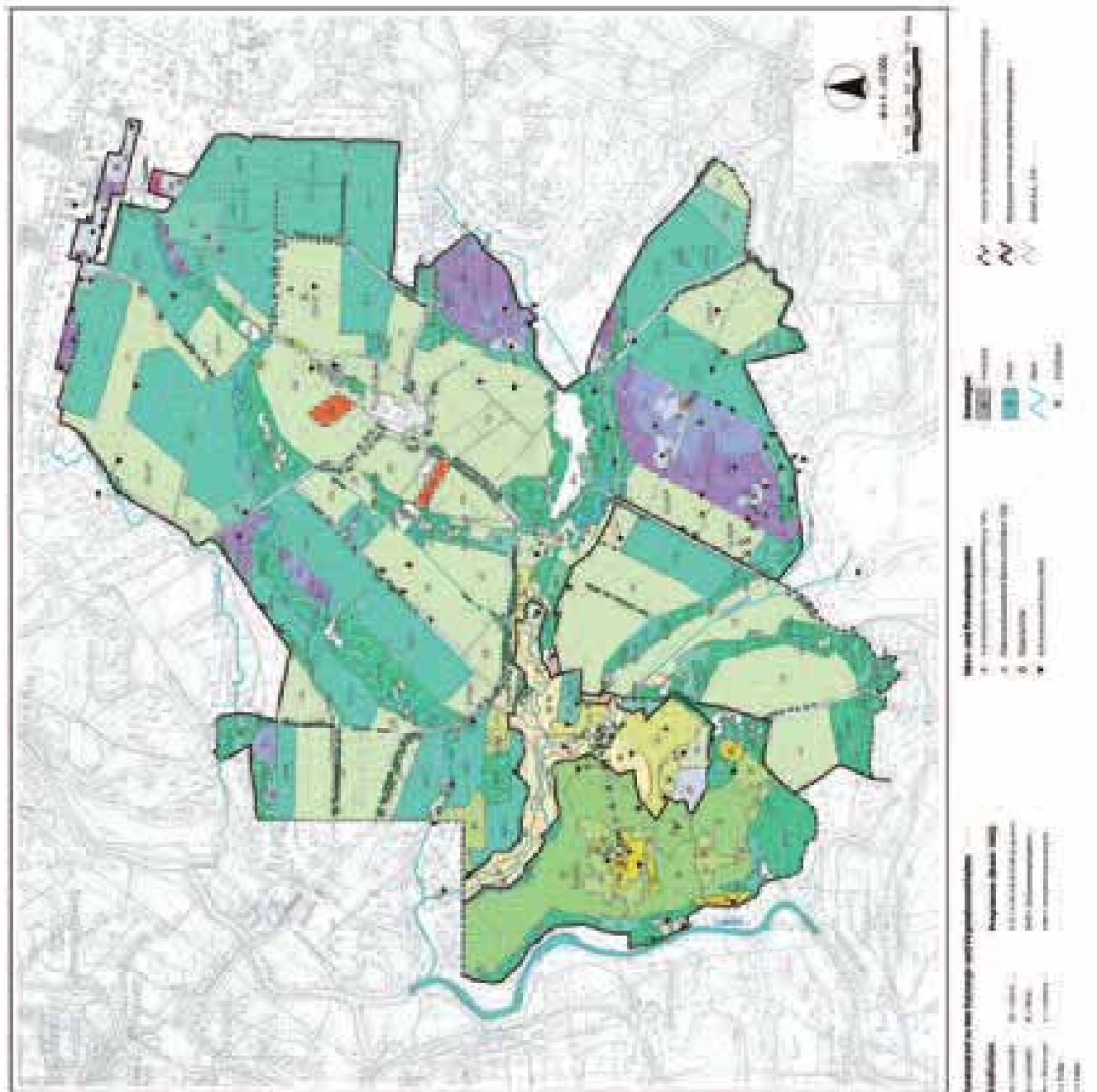


Abbildung 4
Nutzungs- und Vegetationseinheiten

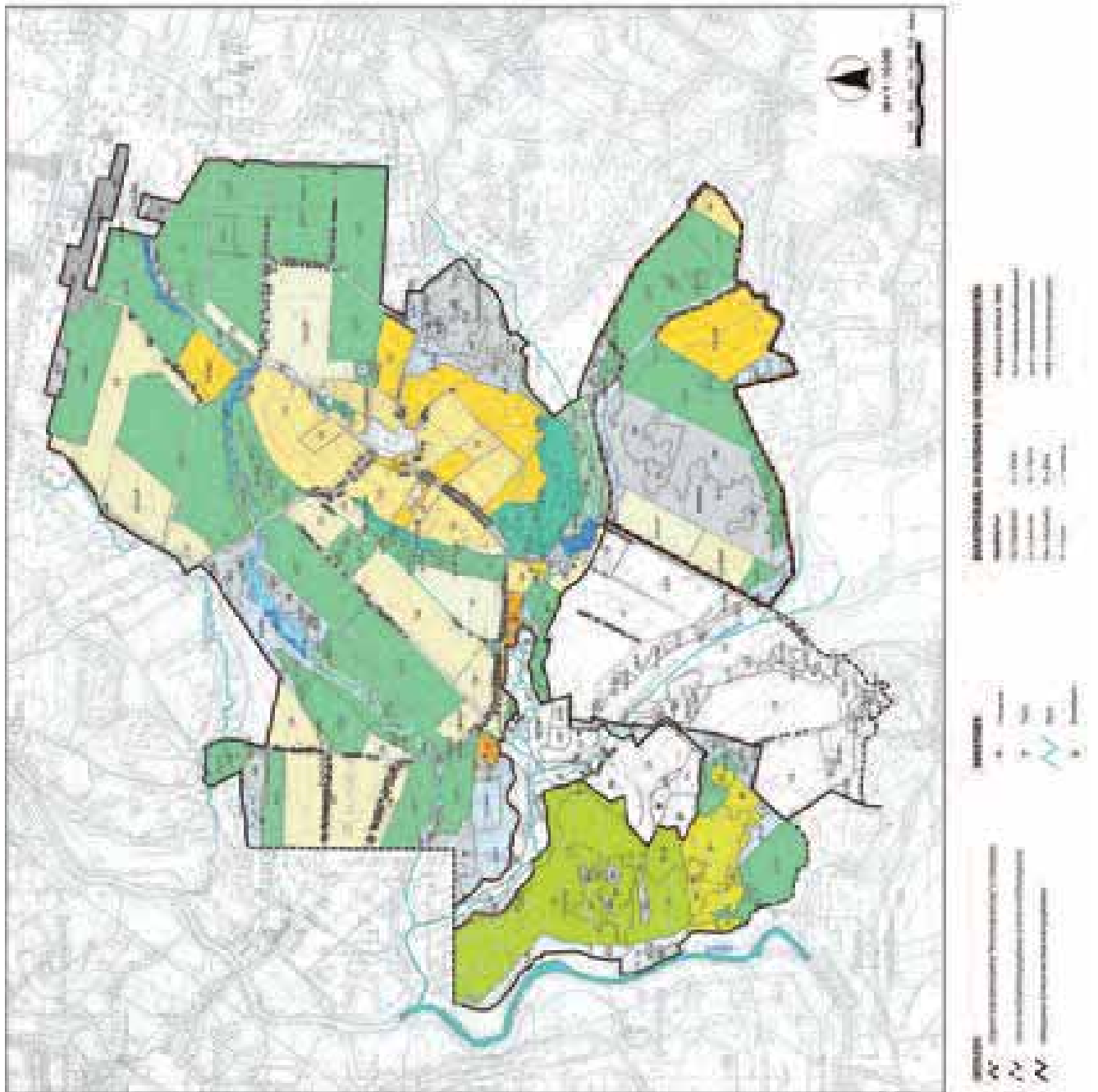


Abbildung 5
 Pflege- und Entwicklungskonzept

dieser Datenbasis, ergänzt durch eigene Kartierungen, wurde des weiteren die Karte der Nutzungs- und Vegetationseinheiten abgeleitet (vgl. Abb. 4). In die nähere Beschreibung dieser Einheiten flossen die Ergebnisse der Erhebungen biotischer und abiotischer Parameter wie Pegelmessungen, Torfanalysen, Nährstoff- und pH-Messungen in Boden und Wasser sowie die Untersuchung von Vegetation und Fauna ein.

Die Schutzwürdigkeit der Flächen wurde aus den Aufnahmen der faunistischen und floristischen Artengemeinschaften auf Basis der Roten Listen von Bayern und der Bundesrepublik abgeleitet.

Für das Gesamtgebiet des Gutes Mooseurach wurde auf dieser Datenbasis ein Pflege- und Entwicklungskonzept (Abb. 5) erstellt, das einen Katalog potenzieller Ziele und Maßnahmen für die jeweiligen Nutzungs- und Vegetationseinheiten beinhaltet. Die Empfehlungen des Konzepts fließen in die langfristige land- und forstwirtschaftliche Planung des Gutsbetriebs ein und schlagen auch ein potenzielles Maßnahmenpaket für die in Frage kommenden Renaturierungsflächen vor.

Als weiteres Ergebnis der Voruntersuchungen wurde das Breitfilz als Maßnahmengbiet ausgewählt. Hier konnte der Wasserhaushalt nahezu ohne Auswirkung auf die Anrainer verändert werden. Zudem traten in diesem in sich weitgehend geschlossenen Gebiet alle typischen Nutzungen, wie intensive und extensive Grünlandwirtschaft, Aufforstungen mit Fichten und Kiefern und darüber hinaus auch ungenutzte Flächen auf – also eine für die Intention des Pilotprojekts beispielhafte Nutzungsausprägung.

6. Planung und Durchführung der Maßnahmen

Entsprechend der einbezogenen Nutzungs- und Vegetationseinheiten wurde das Projektgebiet in folgende Maßnahmenflächen untergliedert (vgl. Abb. 6):

- extensiv genutzte Wiese („Setzberger Feld“),
- intensiv genutzte Wiese („Stringelfeld“) und
- Kiefernforst mit randlicher kleiner Fichtenforstfläche („Kiefernforst“, „Fichtenforst, Teilfläche I“),
- Fichtenforst im angrenzenden Höfner Filz („Fichtenforst, Teilfläche II“),
- durch Vorentwässerung beeinträchtigter, nicht genutzter offener bzw. sekundär bewaldeter Kernbereich des Breitfilzes („Moorheide“)

Die konkrete Maßnahmenplanung wurde mit dem Auftraggeber (Allianz Umweltstiftung) und den zuständigen Behörden (Forstamt, Landwirtschaftsamt, Wasserwirtschaftsamt, Landratsamt mit Unterer Naturschutzbehörde) und unter Berücksichtigung der Diskussionsergebnisse einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe abgestimmt. Für die Eingriffe in den Wasserhaushalt erteilte die Untere Naturschutz-

behörde Bad Tölz/Wolfratshausen eine Beschränkte Erlaubnis nach §7 WHG, Art 17 BayG.

Die Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen erfolgte ab dem Frühsommer 1993 in einem Flächenumfang von knapp 28 Hektar degradierten Moorstandorten im Breitfilz und einem angrenzenden Moorcomplex mit großflächigen Fichtenaufforstungen (Höfner Filz). Den größten Flächenanteil nahmen dabei mit jeweils knapp 12 Hektar die forst- und landwirtschaftlich genutzten Standorte ein. Weitere 4 Hektar durch Vorentwässerung verheidete, aber nicht genutzte Flächen im Kernbereich des ehemaligen Hochmoors wurden ebenfalls einbezogen.

Folgende Maßnahmenpalette kam im Breitfilz zur Anwendung:

- Wiedervernässung auf allen Maßnahmenflächen
 - Durchtrennen der Drainagen auf den land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen (24 ha),
 - Einstau der Schlitzgräben im verheideten Moorkern (4 ha),
 - Einstau bzw. Verfüllung der größeren Gräben/Vorfluter,
 - Anlegen von höhenlinienparallelen Torfwällen auf Kahlhiebsflächen des ehemaligen Fichtenforstes zur Verminderung des Oberflächenabflusses (ca. 1,5 ha)
- Waldbauliche Maßnahmen
 - unterschiedlich starke Auflichtung oder vollständige Entfernung der Bestockung (12 ha)
 - Entfernung des Reisigs
 - Stockrodung auf kleiner Teilfläche des ehemaligen Fichtenforstes (ca. 0,2 ha)
 - Simulation von Windwurfflächen im Kiefernforst (1,6 ha)
 - Pflanzung von Spirken auf Kahlhiebsflächen im ehemaligen Fichtenforst (1996; ca. 0,3 ha)
 - weitere Maßnahmen
 - Oberbodenabtrag auf Teilflächen der Wiesen (0,5 und 0,2 ha)
 - Impfmaßnahmen auf den Bodenabtragsflächen
 - Aushagerungsmahd der Wiesen in den Folgejahren

In den darauffolgenden Jahren beschränkte sich die Umsetzung von Maßnahmen im wesentlichen auf die Pflege der Grünlandflächen. Auf Anregung und unter Mitwirkung der Forstverwaltung im Landkreis wurde auch der Versuch einer Spirkenpflanzung in die Projektflächen integriert. Hierfür wurden im Breitfilz und nahegelegenen Hochmooren Spirkenzapfen gesammelt und zur Samen- und Pflanzengewinnung in die Bayerische staatliche Pflanzenklunge Laufen* gebracht. Im Herbst 1996 konnten die Containerpflanzen auf Teilen der Kahlhiebsfläche im ehemaligen Kiefernforst ausgepflanzt werden.

* Bayerisches Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht, Teisendorf

Tabelle 1

Übersicht der i.R. der Erfolgskontrolle 1994 bis 1999 durchgeführten Erhebungen in den verschiedenen Standortseinheiten und deren jeweiligen Maßnahmenvarianten

Nutzungs-/Vegetations-einheiten im Maßnahmengebiet Breitfilz	Maßnahmenvariante / Beschreibung der Monitoringfläche	Vegetation	Fauna	Pegelstände	Chem. Parameter in Pegeln
Extensiv genutzte Wiese	<i>Wiese (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Wiese (wiedervernässt)	X	X	X	X
	Ungemähte Bereiche (wiedervernässt, nahe Bodenabtrag)	X		X	
	Ungemähte Bereiche (wiedervernässt, Randlage)	X		X	
	Bodenabtragsfläche	X	X	X	X
Intensiv genutzte Wiese	<i>Wiese (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	
	Wiese (wiedervernässt, nördlicher Teil)	X	X	X	
	Wiese (wiedervernässt, südlicher Teil)	X		X	X
	Bodenabtragsfläche (Impfung mit Schnabelsegge)	X	X	X	
	Bodenabtragsfläche (Impfung mit Bunkerde)	X		X	X
	Bodenabtragsfläche (Impfung mit Sphagnen)	X		X	
Kiefernforst	<i>Kiefernforst (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Kiefernforst (wiedervernässt, starke Durchforstung)	X		X	
	Kiefernforst (wiedervernässt, Schirmstellung)	X	X	X	X
	Kiefernforst (wiedervernässt, Kahlhieb)	X	X	X	X
	Kiefernforst (wiedervernässt, Kahlhieb mit Spirken)	X		X	
	Kiefernforst (wiedervernässt, Windwurf)	X	X	X	X
Fichtenforst Teilfläche I	Fichtenforst (wiedervernässt, Kahlhieb)	X	X	X	X
Fichtenforst Teilfläche II	<i>Fichtenforst (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Fichtenforst (wiedervernässt, stark durchforstet)	X		X	
	Fichtenforst (wiedervernässt, Schirmstellung)	X		X	X
	Fichtenforst (wiedervernässt, Kahlhieb mit Torfwällen)	X		X	X
	Fichtenforst (wiedervernässt, Stockrodung mit Torfwällen)	X	X	X	X
Moorheide	<i>Offene Moorheide (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Offene Moorheide (wiedervernässt)	X	X	X	X
	Baumbestandene Moorheide (wiedervernässt)	X		X	
	Bunkerde-Entnahmefläche	X		X	

7. Erfolgskontrolle

Um die Entwicklung der Flächen und die Effizienz der einzelnen Versuchsvarianten unter den jeweiligen Standortbedingungen zu erfassen, wurde für die Folgejahre ein Monitoring konzipiert, das eine wissenschaftliche Beobachtung der Flächen im Zeitraum von 1994 bis 1999 vorsah. Hierzu wurden im Frühjahr 1994 in den fünf Nutzungseinheiten mit den im vorangegangenen Kapitel aufgeführten Maßnahmenvarianten sowie auf weitgehend unbeeinflussten Vergleichsstandorten der jeweiligen Einheiten an möglichst repräsentativen Stellen Monitoringflächen eingerichtet (27 Plots á 3x3, 5x5 oder 7,5x7,5m). Zusätzliche Aufnahmeflächen z.B. in Form von Kleintransekten sollten kleinräumige Entwicklungen oder Sondersituationen dokumentieren. Alle Plots wurden dauerhaft verpflockt und mit Pegelrohren versehen. Die untersuchten Maßnahmenvarianten sind Tabelle 1 zu entnehmen, die Lage aller Monitoringflächen wird aus Abb. 6 (Karte des Maßnahmengebiets, s. Kap. 6) ersichtlich. Tabelle 2 zeigt die Untersuchungsrythmen im Beobachtungszeitraum.

An insgesamt 67 Pegelrohren wurde durch wöchentliche Ablesung in den Monaten April bis Oktober die Entwicklung des Moorwasserstands erfasst. Die chemischen Leitparameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Kalziumgehalt wurden an 16 ausgewählten Pegeln dreimal jährlich gemessen.

Um die Veränderung im Artengefüge der Pflanzen zu dokumentieren, erfolgten jährliche Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet. Neben der qualitativen und quantitativen Erfassung der höheren Pflanzen wurden auch die Moose als wichtige Standortindikatoren der Moore untersucht. Die sehr aufwändigen bryologischen Erhebungen wurden in den Jahren 1994, 1996 und 1999 von einem Unterauftragnehmer (Botanisch-mykologisches Institut Dr. Nuss, Mintraching) durchgeführt. Sowohl bei höheren Pflanzen als auch bei den Moosen konnten durch die Auswertung der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) Rückschlüsse auf die Veränderungen der Standorte im Verlauf der Jahre gezogen werden.

Ergänzend zu den Feldaufnahmen wurden durch Befliegungen des Gebietes (1994, 1996, 1999) groß-

Tabelle 2

Untersuchungsrhythmen im Beobachtungszeitraum

Thema	Jahr	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Wasser	-stände	Wöchentliche Ablesung der Wasserstandspegel von April bis Oktober					
	-analytik	Messungen von pH, Ca, el. Leitfähigkeit im Pegelwasser (Mai, Juli, September)					
Vegetation	Höhere Pflanzen	Erstaufnahme	jährliche Vegetationsaufnahmen entsprechend dem Programm der Erstaufnahme				
	Moose	Erstaufnahme		Erhebungen wie Erstaufnahme			Erhebungen wie Erstaufnahme
Fauna		Erstaufnahme		Erhebungen wie Erstaufnahme			Erhebungen wie Erstaufnahme
Befliegung des Projektgebietes		Luftaufnahmen		Luftaufnahmen			Luftaufnahmen

maßstäbliche Farb-Luftbilder im Maßstab 1:500 bzw. 1:1000 erstellt, die ebenfalls dazu beitragen sollten, Veränderungen im Maßnahmengbiet zu dokumentieren. Im Jahr vor den Maßnahmen (1992) konnte bereits durch eine Erstbefliegung der Ausgangszustand dokumentiert werden.

Die faunistischen Erhebungen wurden, wie auch schon die Voruntersuchungen, im Unterauftrag von der Firma ÖKON GmbH (heute Regensburg) durchgeführt. An ausgewählten Probestellen im Umfeld der vegetationskundlichen Aufnahmequadrate wurden 1994, 1996 und 1999 jeweils zoologische Kurzanalysen der Laufkäfer-, Heuschrecken-, Wasserkäfer-, Wasserwanzen- und Libellenfauna durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war die Beobachtung der Entwicklung innerhalb der Tierartengemeinschaften nach den Renaturierungsmaßnahmen.

8. Ergebnisse der ersten Beobachtungsphase

Die im Beobachtungszeitraum 1994 bis 1999 ermittelten Ergebnisse können in dieser Veröffentlichung nur auszugsweise behandelt werden. Sie sind im Endbericht zur Projektlaufzeit im Rahmen der Förderung durch die Allianz Umweltstiftung (1992-2000) und vor allem auf der zugehörigen CD-ROM umfassend dokumentiert. Die CD-ROM kann bei der Bosch & Partner GmbH München angefordert werden.

Im Folgenden werden wesentliche Ergebnisse innerhalb der fünf verschiedenen Nutzungs- und Vegetationseinheiten (sowie zweier Teilflächen mit Bodenabtrag) auf die Themen Wasser, Vegetation und Fauna bezogen dargestellt.

8.1 Extensiv genutzte Wiese („Setzberger Feld“)

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Auf der bereits vor den Maßnahmen extensiv genutzten Wiese führten die Vernässungsmaßnahmen in weiten Teilen zu dauerhaft oberflächennahen Wasserständen mit häufigen Überstauungen (s. Abb. 7) vor allem im Frühjahr und Tiefstständen in den letzten beiden Jahren um 20 cm unter Flur. Vor allem die

an die ebenfalls wiedervernässte Moorheide angrenzenden Wiesenbereiche zeigen eine Tendenz hin zu annähernd hochmoortypischen Wasserständen.

Auch die Messungen chemischer Parameter im Bodenwasser zeigten hochmoorähnliche Bedingungen an. So wurden im Jahr 1999 im Vergleich zu 1994 folgende Veränderungen sichtbar: Der pH-Wert sank von ca. 5 auf 4, der Kalzium-Gehalt von etwa 15 auf zuletzt unter 5 mg/l und die elektrische Leitfähigkeit von über 80 auf etwa 60 µS/cm. Die im Rossfilz ermittelten „Leitwerte“ konnten allerdings bis 1999 noch nicht erreicht werden.

Vegetation

Auch in der Vegetationsentwicklung zeichneten sich die veränderten Standortbedingungen bis 1999 bereits ab. So breitet sich ausgehend von den besonders nassen Sackungsbereichen über den unwirksam gemachten Drainagen das Schlenkenmoos *Sphagnum cuspidatum* immer mehr aus (s. Abb. 8).

Innerhalb der Monitoringflächen ließ sich anhand eines sog. „Kleintransektes“ (quer zu Mulden über durchtrenntem Drainagenrohr) die Entwicklung der Feuchtezahlen folgendermaßen dokumentieren:

Die Abfolge der drei (jeweils 1x3 m großen) Transektflächen T1.1, T1.2 und T1.3 entspricht ihrer zunehmenden Entfernung vom Drainagenstrang (0 m, 1,5 m und 3 m). In Abb. 9 ist bei allen Flächen eine Zunahme der mittleren Feuchtezahlen vor allem in den ersten drei Jahren zu erkennen. Sie fällt am deutlichsten in der Fläche aus, die direkt über den zerstörten Drainagen liegt. Hier war auch schon zu Beginn der Aufnahmen ein höherer Zeigerwert ermittelt worden, als in den anderen Flächen. Dies kann z.T. bereits als erste Reaktion der Vegetation auf die Maßnahmen gewertet werden, weist aber vermutlich zudem darauf hin, dass auch schon vor den Maßnahmen ein gewisser Nässestau aufgrund nicht mehr ausreichend ziehender Drainagen auftrat. Aber auch die am weitesten entfernt liegende Aufnahmefläche reagierte noch deutlich auf den Eingriff, vor allem zu Beginn der Erhebungen.



Abbildung 7
Häufig überstaute Bereiche entlang der Sackungsmulden über den unterbrochenen Drainagen



Abbildung 8
Wiesenbereiche im „Setzberger Feld“ mit *Sphagnum cuspidatum* sechs Jahre nach der Wiedervernässung

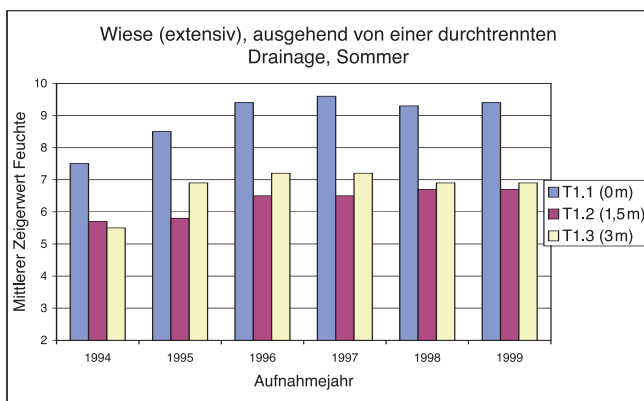


Abbildung 9 (links)
Mittlere Feuchtezahlen der Transektflächen T1.1 bis T1.3 an einer durchtrennten Drainage



Abbildung 10
Östliche und westliche Randbereiche (Bilder links und rechts) sowie mittlerer Bereich der Bodenabtragsfläche im „Setzberger Feld“



Abbildung 11
Südliche Teilfläche im Stringefeld, nahe der Bodenabtragsfläche (nicht im Bild)

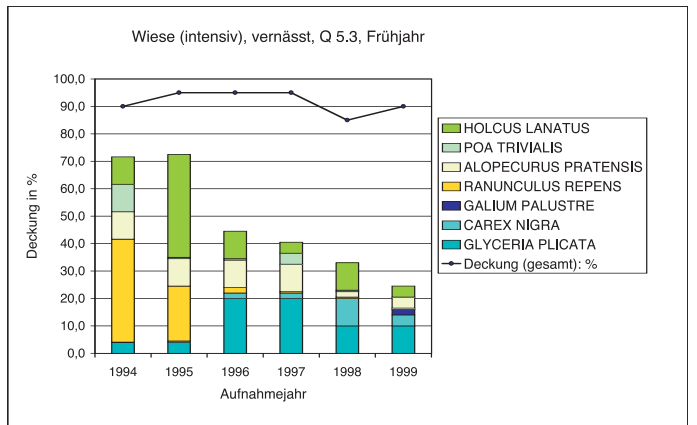


Abbildung 12
Entwicklung ausgewählter Arten in feuchteren Bereichen des Stringelfelds



Abbildung 13
Die Bodenabtragsfläche im Stringefeld war im Jahr 1999 erstmals ständig wasserführend



Abbildung 14
Mit *Carex rostrata* bepflanzte Monitoringfläche innerhalb der Bodenabtragsfläche im Stringefeld in den Jahren 1994, 1997, und 1999



Abbildung 15
 Durchforstete Variante der wiedervernässten Flächen
 im Kiefernforst (überstaute Mulden)



Abbildung 16
 Kahlhiebfläche des ehemaligen Kiefernforsts im Mai:
 im Bereich der Drainagemulden hat sich vereinzelt das
 Scheidige Wollgras angesiedelt; die Entwicklung des im
 Frühjahr ohnehin spät erscheinenden Pfeifengrases wird
 durch die Streuauflage des Vorjahres zwar zusätzlich
 verzögert, später dominiert das Gras jedoch in den
 Flächen

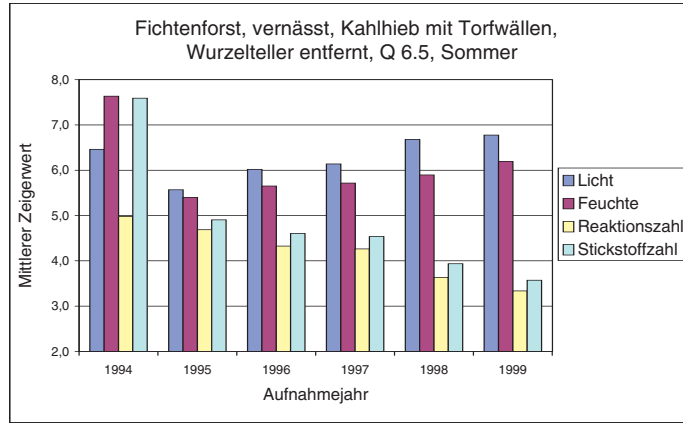


Abbildung 17
 Mittlere Zeigerwerte im ehemaligen Fichtenforst



Abbildung 18
 Naturverjüngung durch Birke und Fichte im ehemaligen Fichten-
 forst (1997)

Abbildung 19
Hochstaudenflur im ehemaligen Fichtenforst (2002)

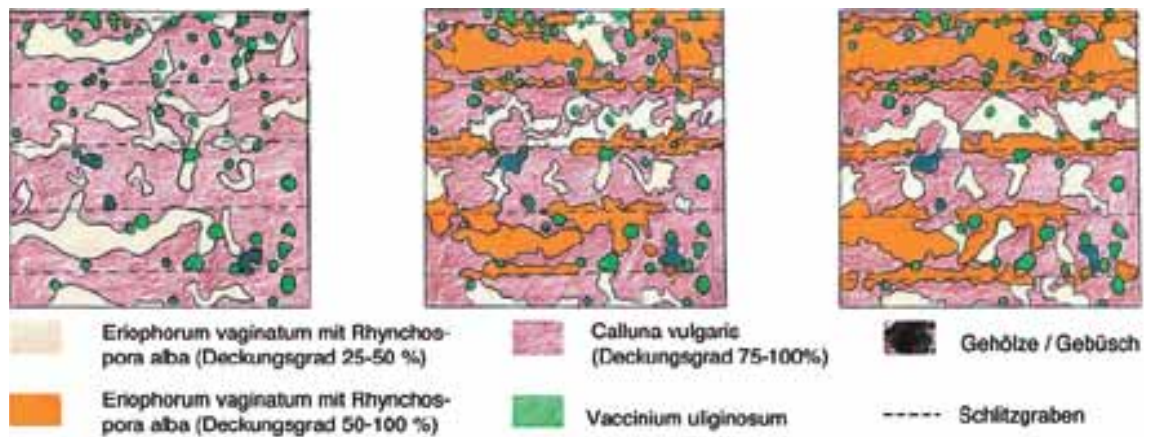


Abbildung 20
Entwicklung ausgewählter Arten in der offenen, renaturierten Moorheide (Luftbildauswertung 1994, 1996, 1999)

Der anhaltende Aushagerungsprozess spiegelt sich vor allem im Frühjahr deutlich im Rückgang der Gesamtdeckung der höheren Pflanzen wider, die sich bei den Mai-Aufnahmen von 1994 bis 1999 um ca. 40% verringerte. In den Sommeraufnahmen (Juli) ist jedoch kein Rückgang zu erkennen. Diese Beobachtung lässt sich auf die Verschiebung im Artengefüge von den Süßgräsern hin zu Sauergräsern zurückführen, was eine verzögerte Biomasseentwicklung im Frühjahr zur Folge hat. Auch eine starke Verminderung des Wurzelfilzes ist Folge dieser Entwicklung, wodurch die Befahrbarkeit immer mehr eingeschränkt wird. In zunehmendem Maß wurden deshalb besonders nasse Teilbereiche bereits aus der Nutzung genommen, nicht zuletzt auch, um die sich entwickelnde Torfmoosdecke nicht zu schädigen.

Fauna

Bei den Tierartengemeinschaften sind auf dem gesamten „Setzberger Feld“ ebenfalls Artenverschiebungen zugunsten feuchtigkeitsliebender Arten erkennbar. So ist der als Leitart für das Untersuchungsgebiet geltende Laufkäfer *Amara lunicollis* in allen drei Untersuchungsjahren als dominante Art vertreten. Auf

der unbehandelten Vergleichsfläche wurde die Art 1999 allerdings – anders als in den Vorjahren – fast dreimal häufiger nachgewiesen, als im wiedervernässten Bereich. Ein Grund hierfür könnten die starken Regenfälle vor und während der Aufnahmen sein, die sich in der wiedervernässten Fläche noch wesentlich stärker bemerkbar machten. Da *Amara lunicollis* zwar eine feuchtigkeitsliebende Art ist, allzu nasse Bereiche aber meidet, könnte dieser Sachverhalt die unerwartete Verschiebung erklären.

Als weitere feuchtigkeitsliebende Arten wurden in den vernässten Bereichen im Jahr 1999 die Laufkäfer *Pterostichus vernalis*, *Clivina fossor* und *Dyschirius globosus* nachgewiesen.

Die Artenzahl der Heuschrecken auf der extensiv genutzten Wiese war in allen drei Untersuchungsjahren jeweils auf der wiedervernässten Fläche geringfügig höher als auf der Vergleichsfläche. Zu den Arten, die nur in den wiedervernässten Bereichen nachgewiesen wurden, gehört die „stark gefährdete“ hygrophile Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, die erstmals 1999 auftrat. Vermutlich hat sie sich von den nicht weit entfernt liegenden Böschungsbereichen

der Bodenabtragsfläche, in denen sie bereits seit 1994 vorkommt, auf die umliegenden Wiesenbereiche ausgebreitet.

Häufiger als in der Vergleichsfläche wurde auf der wiedervernässten Wiese die „gefährdete“ Maulwurfsgrille (*Gryllotalpa gryllotalpa*) gefunden sowie andere charakteristische Feuchtwiesen-Arten. Zu diesen gehören auch die beiden 1999 dominant vorkommenden, stenöken Arten *Stethophyma grossum* (bislang: „*Mecostethus grossus*“) und *Chorthippus dorsatus*.

Eine wesentliche Rolle für die Etablierung der feuchtigkeitsliebenden Heuschrecken-Populationen dürften vor allem die als Folge der Wiedervernässung immer größer werdenden Brachflächen spielen ebenso wie die strukturreichen Randbereiche der Bodenabtragsfläche.

Unter den Wasserwirbellosen konnte nur bei den Wasserkäfern eine Zunahme der Arten (darunter auch moortypische) verzeichnet werden. Für Libellen und Wasserwanzen hat die Wiese durch die Maßnahmen anscheinend noch nicht sehr deutlich an Bedeutung gewonnen. So fehlen für Libellen u.a. wichtige Strukturen wie z.B. Sitzwarten an den neu entstandenen Kleingewässern (überstaute Mulden). Von den wenigen als Larven nachgewiesenen Libellenarten, ist vor allem die 1999 gefundene, „stark gefährdete“ moortypische Arktische Smaragdlibelle (*Somatochlora arctica*) zu erwähnen. Bei den Imagines konnte 1999 die „gefährdete“ und ebenfalls moortypische Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) nachgewiesen werden. Auch hier wirkt sich offenbar die artenreiche Besiedelung der Bodenabtragsfläche auf die Wiese aus.

8.2 Bodenabtragsfläche im Setzberger Feld

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Die Bodenabtragsfläche zeigt durch ihre permanente Überstauung (im Mittel 20 cm über Flur, bei einer mittleren Abtragstiefe von ca. 35 cm) die oberflächennahen Wasserstände der umgebenden Wiesenflächen an. In der nach den Maßnahmen kaum mehr begehbaren Fläche wurde statt Pegelrohren eine Messlatte gesetzt, um eine Ablesung des Wasserstands vom Rand aus zu ermöglichen. Die untersuchten Wasserproben wurden direkt dem Oberflächenwasser entnommen und spiegeln somit hier nicht die Bodenverhältnisse wider. Die Qualität des Wassers ist sowohl von zuströmendem Wasser aus den höhergelegenen, sehr nassen Brachflächen südöstlich der Abtragsfläche (vermutlich mit Einfluss der angrenzenden Moorheide), als auch von Regenwasser und dem Austausch mit der noch großteils offenen Torffläche geprägt. Auch von den seitlich begrenzenden Torfwällen ist durch deren Mineralisation ein gewisser Einfluss anzunehmen.

Die Ergebnisse der pH-Messungen mit Werten zwischen ca. pH 4 und 5 und abnehmendem Trend entsprechen denen der Wiesenflächen. Die Kalzium-Ge-

halte liegen seit Messbeginn unter 5 mg/l und damit zwischen den in der Wiese gemessenen Werten und denen der Moorheide (ca. 0,5 bis 2 mg/l). Bei den Ergebnissen der Leitfähigkeitsmessungen macht sich der anzunehmende „Verdünnungseffekt“ durch Regenwasser am deutlichsten bemerkbar. Die Werte liegen zwischen ca. 20 und 35 mg/l und damit noch etwas tiefer als die in der Moorheide ermittelten Ergebnisse.

Vegetation

Von der Bodenabtragsfläche im Bereich des Setzberger Feldes waren im sechsten Jahr nach der Maßnahmendurchführung ca. 20% der Fläche bewachsen. Von Beginn der Erhebungen an war die gesamte Abtragsfläche dauerhaft mit Wasser bedeckt. Ausgehend von den Randbereichen, aber auch von einigen seichteren Stellen innerhalb der Fläche breiteten sich Falt-Schwaden (*Glyceria plicata*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) aus, wo sie nun zur Verlandung der Fläche beitragen. Aber auch der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und die Graue Segge (*Carex canescens*) sind in Ausbreitung begriffen (s. Abb. 10).

1996 wurden als typische Hochmoorarten das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) sowie das Schlenkenmoos *Sphagnum cuspidatum* erstmals in der Fläche nachgewiesen, die als Torfmoosteilchen und über „Bunkerde“ aus der Moorheide eingebracht wurden. Das Spieß-Torfmoos (*Sphagnum cuspidatum*) breitet sich von den Rändern der Abtragsfläche weiter aus. Diese Zeugen Übergangs- bis hochmoorartiger Verhältnisse spiegeln möglicherweise bereits den auch bei den chemischen Untersuchungen erkennbaren, leichten Versauerungs- und Verarmungstrend wider.

Fauna

Die Bodenabtragsfläche ist aufgrund ihrer relativ konstanten Wasserführung als Stillgewässer einzustufen und wurde daher vorwiegend auf Wasserwirbellose hin untersucht. Das Gewässer ist sehr artenreich von Wasserkäfern, Libellen und Wasserwanzen besiedelt und bildet für diese Gruppen das bedeutendste Gewässer im Untersuchungsgebiet.

Bei den Wasserkäfern wurden 1999 von insgesamt zehn Arten vier moortypische nachgewiesen. Mit *Biddessus grossepunctatus* und *Hydroporus tristis* sind zwei dieser vier Arten „gefährdet“. Der „stark gefährdete“ *Hydroporus elongatulus* wurde erstmals 1999 mit wenigen Exemplaren in den beiden Abtragsflächen nachgewiesen. Er lebt in Moorgewässern und wird als säureliebend eingestuft (KLAUSNITZER 1996).

Bislang konnten 13 Libellenarten als Larven nachgewiesen werden, von denen allerdings nur die „gefährdete“ Art *Coenagrion hastulatum* zu den moortypischen zu rechnen ist. Bemerkenswert sind auch Nachweise der ebenfalls „gefährdeten“ Frühen Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombi*) und der Kleinen Königslibelle (*Anax parthenope*). 1999 konnten zu-

dem 19 Arten als Imagines am Gewässer beobachtet werden, von denen sechs Arten als „gefährdet“ eingestuft sind und drei zu den moortypischen Arten (*Aeshna juncea*, *Lestes virens* und *Cordulia aenea*) zählen.

Mit insgesamt zwölf Wasserwanzen-Arten (davon vier moortypischen) wurden hier vier Arten mehr beobachtet als in der Abtragsfläche am Stringelfeld (mit nur einer moortypischen Art). Mit *Cymatia bonndorffi*, die nur bedingt flugfähig ist und oligobis mesotrophe Heide- und Moorweihen besiedelt (SCHMEDITJE & COLLING 1996), kommt eine torfliebende Art vor, die in Bayern „stark gefährdet“ ist. Sie wurde nur 1999 in der Abtragsfläche am Setzberger Feld nachgewiesen. Die Unterschiede in der Besiedelung der beiden Abtragsflächen sind vermutlich in der konstanteren Wasserführung der Fläche am Setzberger Feld begründet.

In den randlichen Böschungen der Abtragsfläche mit ihren Rohrglanzgras-Beständen und Hochstaudenfluren wurden zusätzlich die Heuschrecken erfasst. Die Zahl der in diesem Bereich erfassten Heuschreckenarten stieg in den Untersuchungsjahren von sechs auf acht an. Zwei feuchtigkeitsliebende Arten, die „stark gefährdete“ *Conocephalus dorsalis* und die „gefährdete“ *Stethophyma grossum* treten hier in hoher Dichte auf.

8.3 Intensiv genutzte Wiese („Stringelfeld“)

Die Maßnahmenflächen des Stringelfelds liegen im östlichen Randbereich des Breitfilzes. Der Moorkörper streicht hier im Anschluss an die renaturierten Flächen an einem Moränenhügel aus. Aufgrund der Standortsvoraussetzungen musste man bereits zu Projektbeginn damit rechnen, dass auf dem intensiv genutzten Stringelfeld die Grenzen aussichtsreicher Renaturierungsbemühungen wohl erreicht bzw. überschritten werden. Jedoch wurde auch die Untersuchung dieser im Hinblick auf den zu erwartenden Renaturierungserfolg schwierigen Standorte bewusst in die Projektkonzeption einbezogen. Im Unterschied zum Setzberger Feld (s. Kap. 8.1) und den weiteren Renaturierungsflächen im Breitfilz (Kiefernforst und Moorheide) liegt hier der größere, vor allem nördliche Teil der Wiese nicht mehr auf Hochmoortorf, sondern auf Übergangsmoortorf. Die stärkere Neigung der Fläche spielt eine entscheidende Rolle im Bezug auf die Vernässbarkeit, zumal im nördlichen Teil kein Einfluss benachbarter Renaturierungsflächen diese Randflächen begünstigt.

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Die im nördlichen Teil der Wiese gemessenen Wasserstände belegen, dass diese Fläche durch das unterbrechen der Drainagen nicht wiedervernässt werden konnte. Sie unterscheiden sich kaum von den Werten der angrenzenden Vergleichsfläche. Beide Pegel weisen einen extremen Schwankungsbereich mit Minima bei -90 cm in der Vergleichsfläche und -85 cm bei der Maßnahmenfläche auf. In nassen Perioden wurden zwar auch oberflächennahe Pegel-

stände ermittelt, dennoch wurden in der Maßnahmenfläche nur selten Flurabstände kleiner als 20 cm unter Flur gemessen. Die Mittel liegen in beiden Flächen bei 50 cm unter Flur.

Jedoch konnte im südlichen Wiesenbereich, der an die renaturierten Flächen des Kiefernforsts anschließt, ein deutlicher Vernässungserfolg verzeichnet werden (s. Abb. 11). Die Pegel der Monitoringflächen erfassen hier zwar einen besonders nassen Bereich zwischen der Bodenabtragsfläche und einem etwas tieferliegenden verfüllten Graben (mit mittleren Werten ab 1995 von nur 2 cm unter Flur und Tiefstständen von sehr selten mehr als 20 cm Flurabstand). Aber auch in größerer Entfernung zum Graben wurden noch relativ oberflächennahe Wasserstände mit mittleren Werten um 20 cm unter Flur und einer Schwankungsbreite ab 1995 zwischen 2 und ca. 40 cm unter Flur ermittelt.

Die ermittelten pH-Werte lagen über die sechs Beobachtungsjahre hinweg relativ konstant im nur schwach sauren Bereich um pH 6. Bei Kalzium und elektrischer Leitfähigkeit ist eine abnehmende Tendenz auf vergleichsweise hohem Niveau erkennbar. Mit Gehalten von 17 bis 32 mg Ca/l und einer Leitfähigkeit von ca. 80 bis max. 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ab 1995 jedoch immer unter 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$) entsprechen die Ergebnisse den Standortseigenschaften basenreicher Übergangsmoore.

Vegetation

Als Reaktion auf die Vernässung im grabennahen Bereich breiteten sich Feuchte- und Nässezeiger wie der Falt-Schwaden (*Glyceria plicata*), die Braune Segge (*Carex nigra*) und das Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*) hier deutlich aus (vgl. Abb. 12). Gleichzeitig nehmen typische Wiesenarten in der Deckung ab (z.B. *Poa trivialis*, *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus* und *Ranunculus repens*). Entsprechend dem Rückgang von *Holcus lanatus* konnte sich bis 1999 das Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) ausbreiten, was auf eine Aushagerung der Fläche hinweist.

Im nördlichen, trockenen Bereich der Wiese bedingte der durch das Mahdregime und die Beendigung der Düngung erzielte Aushagerungsprozess der Fläche vor allem einen starken Rückgang der Wüchsigkeit des Bestandes. Dies macht sich besonders im Frühjahr durch eine immer später einsetzende Vegetationsentwicklung bemerkbar (Abnahme der Deckungsgrade in der Frühjahrsaufnahme innerhalb der sechs Jahre von 95% auf 45%). Die dadurch entstandenen Vegetationslücken wurden zum Teil von Moosen besiedelt. Den hydrologischen Standortbedingungen entsprechend konnten sich jedoch keine Feuchtwiesen- oder Moorarten etablieren. Nach wie vor sind die Rispengräser und das Ruchgras bestandsbildend. Einige der seit 1995 (bzw. 1996) neu hinzugekommenen Arten, wie das Rasenhornkraut (*Cerastium holosteoides*), die Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos cuculi*) und die Vogelwicke (*Vicia cracca*), blieben in ihrem verzeilten Vorkommen bis 1999 konstant.

In der angrenzenden, weiterhin intensiv genutzten Vergleichsfläche blieben Artenzusammensetzung und Deckung erwartungsgemäß weitgehend unverändert.

Fauna

Im Bezug auf feuchtigkeitsliebende Arten der Laufkäfer und Heuschrecken zeichnet sich ein erkennbarer Effekt der Maßnahmen ab, der offenbar vor allem bei den Heuschrecken auch eine populationsfördernde Auswirkung auf die benachbarte, unbehandelte Fläche hat.

Bei den Laufkäfern wurde eine Zielart extensiv bewirtschafteter Feuchtwiesen (*Amara lunicollis*) von Anfang an sowohl auf der Maßnahmenfläche, als auch in der Vergleichsfläche (z. T. als dominante Art) gefunden. Ebenfalls in beiden Flächen kommt der in Bayern „vom Aussterben bedrohte“ Laufkäfer *Agonum viridicupreum* als stenöker Vertreter von Sumpfbereichen, Nasswiesen und Gewässerufeln vor.

Eine Zunahme der Artenzahl feuchtigkeitsliebender Heuschrecken von zwei auf fünf in der Maßnahmenfläche geht auf die Einwanderung von *Metrioptera brachyptera*, *Chorthippus montanus* und *Tettigonia cantans* zurück. *Stethophyma grossum* und *Chorthippus dorsatus* waren bereits 1994 zu finden, konnten sich aber in den Folgejahren stärker ausbreiten.

1999 wurden auf der Maßnahmenfläche nur zwei feuchtigkeitsliebende Arten mehr als auf der unbehandelten Fläche nachgewiesen. Möglicherweise haben sich die Heuschreckenbestände auf der wiedervernässten Wiese so gut entwickelt, dass sie auch die benachbarte unbehandelte Vergleichsfläche besiedelten. Im Jahr 1994 wurde hier als einzige feuchtigkeitsliebende Art *Stethophyma grossum* gefunden, 1996 vereinzelt *Tetrix subulata*, die sonst nur in der Abtragsfläche vorkam.

Bemerkenswert ist das Auftreten der trockenheitsliebenden Art *Gryllus campestris*. Hier äußert sich ganz offenbar die Inhomogenität der Fläche im Bezug auf den Vernässungserfolg.

8.4 Bodenabtragsfläche im Stringelfeld

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Eine deutlich steigende Tendenz der Wasserstände konnte in der Bodenabtragsfläche ermittelt werden. Während in den ersten Jahren noch mittlere Wasserstände unter dem Abtragsniveau und nur kurze Phasen der Überstauung festgestellt wurden, war im Jahr 1999 die Fläche erstmals ständig wasserbedeckt (s. Abb. 13), was sicherlich auch auf den nassen Sommer zurückgeführt werden muss. Der Mittelwert der gesamten sechsjährigen Messperiode lag über dem Abtragsniveau.

Bei den chemischen Messungen wurden im Pegel der Bodenabtragsfläche bei allen Parametern deutlich niedrigere Werte ermittelt als in der untersuchten Wiesenfläche. Die pH-Werte schwanken im sauren Bereich zwischen ca. 4,5 und 5. Die gemessenen

Kalzium-Gehalte gingen von anfangs ca. 4 bis 5 mg/l zurück auf ca. 2 bis 3 mg/l. Bei der Leitfähigkeit wurden in den ersten beiden Jahren Werte um ca. 50 µS/cm, in den Folgejahren um zwischen 20 und 30 µS/cm ermittelt. Die tieferen Werte bei Kalzium und Leitfähigkeit fallen in die Jahre, in denen die Abtragsfläche fast kontinuierlich überstaut war, so dass nicht nur ein allmählicher Auswaschungs- sondern auch ein gewisser Verdünnungseffekt der Bodenwasserproben durch Regenwasser anzunehmen ist.

Vegetation

Die Bodenabtragsfläche wurde in Teilflächen mit unterschiedlichen Pflanzenarten bzw. mit Bunkerde beimpft. Hier wurden je nach Variante unterschiedliche Renaturierungserfolge erzielt. Die mit *Carex rostrata*-Setzlingen bepflanzte Teilfläche zeigte dabei eine sehr rasche Ausbreitung dieser Art. Die Pflanzen wurden in einem Teil der Abtragsfläche im Abstand von ca. 40 cm gesetzt, in der übrigen Fläche wurden verstreut einzelne Exemplare eingebracht. Mittlerweile ist fast die gesamte Abtragsfläche von der Schnabelsegge besiedelt (s. Abb. 14), die sich durch ihre Verbreitungsstrategie über lange Ausläufer auszeichnet. Große Teile der Fläche liegen nicht mehr offen, und eine Besiedlung mit empfindlicheren Pflanzen wird erleichtert. Im Schutz der Pionierpflanzen können z. B. Torfmoose ein zeitweiliges Trockenfallen der Fläche leichter überdauern, höhere Pflanzen finden bessere Keimbedingungen vor als auf offenem Torfboden.

Das Aufbringen von Bunkerde brachte eine schnelle Etablierung hochmoortypischer Arten (wie z. B. *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba*) in diesem Areal. Zwar fanden diese Arten nicht die geeigneten Standortbedingungen für eine weitere Ausbreitung, dennoch konnten sie sich bislang noch gegen die sich stark ausbreitende Schnabelsegge behaupten. In anderen Teilen der Fläche, in denen Wollgrassamen angesät wurden, haben sich einige Wollgrashorste entwickelt, die aber auch durch Anflug von den mit der Bunkerde eingebrachten Pflanzen stammen könnten. Als weitere Impfvariante wurden auch Torfmoosteilchen (v. a. *Sphagnum cuspidatum*) aufgebracht, die inzwischen annähernd geeignete Wachstumsbedingungen vorfinden.

Fauna

1999 wurden in den Randbereichen der Abtragsfläche von insgesamt neun Laufkäferarten fünf feuchtigkeitsliebende gefunden. In einigen Untersuchungsjahren, in denen die Abtragsfläche des Stringelfeldes zum Zeitpunkt der Untersuchungen nicht wasserbedeckt war, konnten nichtaquatische Artengruppen nicht nur entlang der Randbereiche sondern auch innerhalb der Fläche untersucht werden. Dies war in den Jahren 1994 und 1996 der Fall, in denen dort jeweils zwölf Laufkäferarten erfasst wurden, darunter 1996 vier Zielarten gegenüber nur einer im Jahr 1994.

Ebenfalls verhältnismäßig artenreich ist die in den Randbereichen der Abtragsfläche untersuchte Heuschrecken-Fauna. Das Artenspektrum, mit sowohl feuchtigkeits-, als auch trockenheitsliebenden Arten, ist Ausdruck der Vielfalt an unterschiedlichen Kleinstandorten in diesem „Uferbereich“.

Die Bedeutung für die untersuchten Wasserwirbellosen hängt wohl stark von der jeweiligen Wasserführung in der Fläche ab. So weist die Fläche 1999 eine artenreiche Besiedelung mit Libellen, Wasserkäfern und -wanzen auf, unter denen sich bei den Libellen und Wasserkäfern mit insgesamt elf auch eine hohe Anzahl von „gefährdeten“, moortypischen Arten befindet.

8.5 Kiefernforst

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Im Kiefernforst liegen die renaturierten Flächen noch weitgehend auf dem relativ wenig geneigten ehemaligen Hochmoorschild, so dass es leichter als in den Randbereichen gelang, die Entwässerungswirkung der Drainagen weitgehend rückgängig zu machen. Die Ergebnisse der Pegelstandsmessungen ergaben im Mittel um 10-20 cm oberflächennähere Wasserstände in den wiedervernässten Flächen als in der Vergleichsfläche. Als Maxima wurden Werte zwischen 6 cm unter Flur in der Vergleichsfläche und 4 cm über Flur in der Windwurffläche gemessen.

Die Minima der renaturierten Flächen liegen in den Jahren 1995 bis 1999 je nach Variante um 6 bis 29 cm höher als in der Vergleichsfläche. Die größte Differenz zwischen Vergleichsfläche (Minimum bei 51 cm unter Flur) und einer renaturierten Variante trat dabei nicht wie zu erwarten etwa im Vergleich zur Kahlhiebsfläche (45 cm unter Flur) auf, sondern im Vergleich zur nur durchforsteten Renaturierungsfläche (22 cm unter Flur).

Rückschlüsse auf eine eventuell unterschiedliche Auswirkung der jeweiligen forstlichen Maßnahme (Grad der Auflichtung) auf den Wasserhaushalt lassen sich aus diesen Ergebnissen nicht absichern, da die Zahl der Dauerbeobachtungsflächen pro Variante offensichtlich zu gering war. Dies wurde im Rahmen der Neukonzeption der Dauerbeobachtung korrigiert. Aus dem oben aufgeführten Vergleich kann also nicht sicher abgeleitet werden, dass die Variante der forstlichen Maßnahme das ausschlaggebende Kriterium für die geringere Ausprägung der Wasserstandsminima gegenüber den weiteren Varianten war. Vielmehr können andere, u.U. auch kleinräumig wirksame Faktoren (wie beispielsweise die Nähe zur Drainage oder das Relief) den Effekt der unterschiedlichen Bestockung auf den Wasserhaushalt überlagern. Auch eine Anzahl weiterer Pegel, die in den jeweiligen Flächen gesetzt worden war, konnte nicht für den Variantenvergleich herangezogen werden, da hier meist eine zusätzliche Fragestellung

(beispielsweise „Transekt an durchtrennter Drainage“ oder Kleinstrukturen wie Fahrspuren) die kleinräumige Lage des Pegels bestimmte.

Die Ergebnisse der Pegelwasseruntersuchungen lassen nur schwache Trends erkennen. Allgemein konnten bereits zu Beginn der Messungen relativ saure und ionenarme Standortsbedingungen nachgewiesen werden.

So liegen die im Kiefernforst ermittelten pH-Werte zwischen ca. 3,5 und 4,5 und damit im für Hoch- bzw. saure Übergangsmoore typischen Bereich. Auch hier unterscheiden sich die Maßnahmenvarianten wenig voneinander. Bei allen Varianten einschließlich der Vergleichsfläche wurden 1994 Werte um ca. pH 4 gemessen. 1999 lagen die Werte - mit Ausnahme der Kahlhiebsfläche - etwas näher bei pH 3,5. In den Jahren dazwischen gab es nur wenige Abweichungen von diesem Bereich.

Vergleicht man die Ergebnisse der Leitfähigkeits- und Kalzium-Messungen im Kiefernforst mit jenen der benachbarten Vegetationseinheiten, so lagen sie zwischen den Werten der extensiv genutzten Wiese und des entwässerten, relativ naturnahen Hochmoorkerns. Beim Kalzium wurden Werte meist zwischen ca. 2 und 4 mg/l ermittelt. Die Leitfähigkeitsergebnisse liegen fast ausnahmslos unter 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit den niedrigsten Messwerten (zwischen ca. 40 und 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in der Variante „Windwurf“ und den höchsten bei der Kahlhiebs- und der Vergleichsfläche (ca. 60 bis 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Variante „Schirmstellung“ ergab relativ konstante Werte um 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Vegetation

In der durchforsteten Renaturierungsfläche des Kiefernforsts (s. Abb. 15) wurde die Deckung der Baumschicht von ca. 70% auf 50 bis 60% vermindert. Durch Windwurf und abnehmende Vitalität (Rückgang der Benadelung) ist die Deckung der Baumschicht mittlerweile auf 35% zurückgegangen. Dementsprechend konnte sich die Krautschicht entwickeln. Seit 1994 hat sich deren Gesamtdeckung um ca. 25 % erhöht. Dabei ist besonders die Ausbreitung des Pfeifengrases auffällig. Aber auch Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Preiselbeere (*V. vitis idaea*) konnten die geänderten Standortverhältnisse nutzen und ihre Deckungsgrade erhöhen. Änderungen im Artenspektrum oder bezüglich der Artmächtigkeiten, die auf feuchtere Standortverhältnisse schließen lassen, konnten bis 1999 innerhalb der Aufnahmefläche der durchforsteten Variante noch nicht festgestellt werden.

Auch in der noch stärker aufgelichteten Fläche (sog. Schirmstellung, mit einer verbliebenen Deckung der Baumschicht von 5%) hemmt offensichtlich die Dominanz des Pfeifengrases sehr stark die Ausbreitung anderer Arten. So konnte bei keiner weiteren Art der höheren Pflanzen eine Zunahme registriert werden.

Das von Beginn an vorhandene Torfmoos *Sphagnum capillifolium* var. *capillifolium* konnte sich jedoch bis 1999 weiter ausbreiten.

Ähnlich wie in den durchforsteten Flächen entwickelte sich die Vegetation auf der Kahlhiebsfläche bzw. auf der Windwurffläche. Neben der Zunahme des Pfeifengrases konnten auch die Zwergsträucher etwas an Bedeutung gewinnen. Innerhalb der Moose waren hier schon zu Beginn der Dauerbeobachtung hochmoortypische Arten vorhanden. Bemerkenswert ist jedoch, dass sich hier auch Bultmoose (z. B. *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*) etablieren konnten.

Eine Wiederbewaldung der Kahlhiebsflächen im Kiefernforst ist bislang vermutlich ebenfalls durch die Dominanz des Pfeifengrases verhindert worden. Auf einer Teilfläche wurde versucht, der Spirke (*Pinus mugo rotundata*) durch eine Anpflanzung (Ballenware aus autochtonem Samen, vgl. Kap. 6) einen Startvorteil gegenüber unerwünschteren Baumarten zu geben. Die Versuchsfläche wurde ab 1997 in die Untersuchungen einbezogen. Die Pflanzen entwickeln sich nach anfänglichen Startschwierigkeiten inzwischen gut. Wildverbiss konnte durch Schutzbehandlung eingedämmt werden. In der Monitoringfläche ist bislang ein Ausfall von ca. zehn Prozent dokumentiert.

Allgemein zeigen sich auch im Kiefernforst die Auswirkungen der Wiedervernässungsmaßnahmen am deutlichsten an den Sackungsmulden der (jetzt unwirksamen) Drainagen. Vor allem an diesen Stellen macht sich die erreichte Anhebung des Wasserstands zunehmend auch in einer Veränderung der Vegetation bemerkbar. So konnte sich hier vereinzelt das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) ansiedeln (s. Abb. 16). Mit *Sphagnum capillifolium* var. *capillifolium*, *Sphagnum squarrosum* sowie *Aulacomnium palustre* sind innerhalb der Monitoringflächen drei für Hochmoore typische Moosarten neu hinzugekommen.

Fauna

Die untersuchten Flächen im (ehemaligen) Kiefernforst sind inzwischen von einer zwar artenarmen, jedoch auf den Maßnahmenflächen stark von Sumpfund Moorarten dominierten Laufkäfer-Gesellschaft besiedelt. Auf allen renaturierten Flächen ist inzwischen die „vom Aussterben bedrohte“ Moorart *Agonum ericeti* zu finden.

Bei den Heuschrecken war von 1994 bis 1999 eine Verdopplung der Artenzahl auf den nun nicht mehr bewaldeten früheren Forstflächen (Kahlhieb und Windwurf) zu verzeichnen, mit vor allem bis 1996 zunehmenden Individuenzahlen. Vier bereits 1994 gefundene Arten hatten vermutlich gleich nach den forstlichen Eingriffen von den benachbarten Flächen (v. a. Stringelfeld) aus die neugeschaffenen offenen Habitate und in der Folge (Nachweis ab 1996) auch die nur aufgelichteten Bereiche besiedelt. Vier der

insgesamt zehn 1999 in den renaturierten Flächen erfassten Arten bevorzugten überwiegend feuchte Lebensräume und sind als „gefährdet“ eingestuft. Es sind dies ausschließlich Arten, die auf dem angrenzenden Stringelfeld bzw. dessen Abtragsfläche ebenfalls vorkommen (*Metrioptera brachyptera*, *Chorthippus montanus*, *Stethophyma grossum* und *Conocephalus dorsalis*). Auch zwei trockenheitsliebende Arten wurden hier nachgewiesen, die sonst nur noch in der benachbarten Moorheide (*Omocestus ventralis*) bzw. im ehemaligen Fichtenforst (*Omocestus ventralis* und *Chorthippus brunneus*) vorkamen.

Bei den Wasserkäfern hat sich seit 1996 bzw. 1999 eine relativ artenreiche Gemeinschaft eingestellt, zu der über 40% moortypische Arten gehören. Im Gegensatz dazu sind die Flächen als Fortpflanzungs-Habitat für Libellen kaum von Bedeutung. Ähnlich sind die Ergebnisse bei den Wasserwanzen. Es wurden hier nur wenige Arten, darunter keine moortypischen, nachgewiesen. Hier wirkt sich sicherlich das noch zu häufige Austrocknen der Kleingewässer sowie deren z.T. starke Veralgung negativ auf die Besiedelung der Flächen mit Wasserwirbellosen aus.

8.6 Fichtenforst

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Im Fichtenforst Teilfläche II, am Rand des Höfner Filzes gelegen, waren die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiedervernässung aufgrund des stärker geneigten Reliefs weniger günstig als die innerhalb des Breitfilzes zentraler gelegenen Flächen Kiefernforst, Moorheide oder Setzberger Feld. So führten die Maßnahmen zwar kleinräumig zu oberflächennahen Wasserständen, jedoch nicht zu einer flächendeckenden Wiedervernässung. Die Teilfläche I im Breitfilz besitzt ebenfalls eine Randlage (als schmaler Fichtenstreifen zwischen Kiefernforst und Stringelfeld), so dass für sie Ähnliches gilt.

Trotz der relativ ungünstigen Ausgangsbedingungen zeigen die Wiedervernässungsmaßnahmen insbesondere in den flacheren Bereichen dennoch Erfolg. So wurden in der unbehandelten Vergleichsfläche ab 1995 die größten Schwankungsamplituden mit den weitaus tiefsten Wasserständen (bis 77 cm unter Flur), einem Höchststand bei 11 cm unter Flur und einem Mittelwert bei ca. 37 cm ermittelt. In Teilen der wiedervernässten Kahlhiebsfläche (innerhalb der Torfwälle) hingegen wurden häufige Überstauungen von 10 cm (manchmal bis 20 cm) über Flur erreicht, die Minima betragen hier ab 1995 ca. 40 cm unter Flur.

Wie auch im Kiefernforst können eventuell ermittelte Unterschiede bei den Wasserständen und den wasserchemischen Parametern der Messpegel nicht sicher auf die verschiedenen forstlichen Maßnahmen zurückgeführt werden. Vielmehr zeigt sich die Lage des Pegels innerhalb der Fläche als maßgeblich. Der Effekt eines unterschiedlich hohen Wasserverlusts durch Evapo-Transpiration innerhalb der verschieden aufgelichteten Flächen konnte in den bisherigen Er-

hebungs Jahren aufgrund der vielfältigen weiteren Einflussfaktoren nicht herausgefiltert werden. So liegen z.B. die in der nur durchforsteten Fläche gemessenen Pegelstände zwischen denen der Kahlhiebsfläche und der am stärksten aufgelichteten Fläche („Schirmstellung“).

Die pH-Messwerte lagen zu Beginn der Erhebungen in fast allen Pegeln bei ca. pH 5, was nach POSCHLOD (1990) gerade noch saure bzw. im Alpenvorland bereits „basenreiche“ Übergangsmoorstandorte charakterisiert. Nur bei der Monitoringfläche (Kahlhieb mit Stockrodung), die dem ehemaligen Kerngebiet des Höfner Filzes am nächsten gelegenen ist, wurden bereits 1994 hochmoortypische Werte unter 4,5 gemessen. Bis zum Jahr 1999 sanken hier die Ergebnisse noch etwas auf Werte um pH 4. In der nasseren, etwas tiefer gelegenen Kahlhiebsfläche ohne Stockrodung lagen die Ergebnisse in den letzten Erhebungsjahren ähnlich wie zu Messbeginn zwischen pH 4,5 und 5. In der Variante „Schirmstellung“ war ebenfalls keine deutliche Tendenz zu erkennen. Die Werte lagen in den letzten drei Messjahren ähnlich wie zu Beginn um pH 5. In der Vergleichsfläche hingegen lagen die Ergebnisse bei ca. pH 5 bis 5,5.

Die Kalzium-Gehalte der Pegelwasserproben im Fichtenforst verhalten sich in ihrer Tendenz ähnlich den pH-Werten. Ein relativ deutlicher Trend ist in der Kahlhiebsfläche (Teilfläche I) im Breitfilz zu erkennen. Die hier ermittelten, anfangs noch basenreichen Übergangsmooren zuzuordnenden Kalzium-Gehalte um 12 mg/l tendieren zum Ende der Erhebungen mit ca. 5 mg/l allmählich hin zu charakteristischen Werten saurer Übergangsmoore im Alpenvorland (nach POSCHLOD, 1990). Wie bei den pH-Werten wurden auch beim Kalzium-Gehalt die niedrigsten Werte (zwischen ca. 10 und 4 mg/l, mit leicht sinkender Tendenz) in der Fläche Kahlhieb mit Stockrodung ermittelt und die höchsten Werte in der Vergleichsfläche (meist zwischen 15 und ca. 20 mg/l).

Auch bei den Leitfähigkeitsmessungen traten die höchsten Werte in der Vergleichsfläche auf. Mit Gehalten zwischen ca. 60 und 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ weisen sie zudem die größten Schwankungen auf. In den Maßnahmenflächen liegen alle Messwerte zwischen ca. 40 und 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Werte unter 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wie sie beispielsweise im Rossefilz und auch in der nachfolgend beschriebenen Einheit „Moorheide“ erfasst wurden, konnten allerdings nur in o.g. Fläche mit Stockrodung gemessen werden, die auch bei pH-Wert und Ca-Gehalt hochmoortypischen Werten am nächsten kam. Anders als beim pH-Wert ist jedoch bei der Variante „Schirmstellung“ eine leicht sinkende Tendenz zu erkennen.

Vegetation

Im Gegensatz zu den lichterem Kiefernforsten, in denen zu Beginn der Maßnahmen im Unterwuchs schon einige Arten (insbes. Pfeifengras) den Boden

bedeckten, erfolgte in den Fichtenforsten nahezu eine „Neubesiedelung“ durch höhere Pflanzen. Auffallendster Effekt ist daher die sehr starke Zunahme der Gesamtdeckung bei den höheren Pflanzen insbesondere auf den Kahlhiebsflächen.

Von entscheidender Bedeutung für die Vegetation war hier zunächst die Veränderung des Faktors „Licht“. Entsprechend der Stärke der Durchforstung steigt die errechnete mittlere Lichtzahl von 5,0 (Kontrollfläche) bis auf 6,8 (Variante: Kahlhieb mit Stockrodung, vgl. Abb. 17). Auch erhöhte mittlere Feuchtezahlen sind ab 1995 zu verzeichnen. Dies würde darauf hinweisen, dass durch das Entfernen der Fichten und die Wiedervernässungsmaßnahmen den sich neu ansiedelnden Pflanzen auch mehr Wasser zur Verfügung steht. Anhand der Wasserstände wird dieser Effekt jedoch nicht überall deutlich. Gegenüber der Kontrollfläche ebenfalls höhere mittlere Nährstoffzahlen dieser Fläche weisen auf ein höheres Nährstoffangebot im Nachgang der Durchführung der forstlichen Maßnahmen hin. Ursache hierfür dürfte der höhere Stoffumsatz im Moorkörper sein, ausgelöst durch die mechanischen Verletzungen der Oberfläche sowie die stärkere Besonnung. Besonders ausgeprägt ist diese Entwicklung in den Kahlhiebsflächen.

Auch bezogen auf die Moosflora setzten sich im Vergleich zur Kontrollfläche Arten durch, die sonnenexponierte Standorte bevorzugen. Die ökologischen Ansprüche der vorgefundenen Arten variieren noch sehr stark, was darauf hindeutet, dass sich noch keine stabile Pflanzengemeinschaft etabliert hat. Als Erfolg der Renaturierungsmaßnahme kann jedoch sicherlich der Nachweis (erstmalig 1999) von zwei Torfmoosarten in den beiden Monitoringflächen des Fichtenkahlhiebs gewertet werden (*Sphagnum cuspidatum* im nassen Hangfußbereich, *Sphagnum capillifolium* var. *capillifolium* im höhergelegenen Bereich mit Stockrodung).

Vergleicht man die verschiedenen Maßnahmenvarianten, so wird deutlich, dass sich die Entwicklungen in den Kahlhiebsflächen sehr viel schneller vollziehen, als in den durchforsteten Flächen. Die anfängliche Dominanz von Nährstoffzeigern scheint schon wieder abzunehmen (zurückgehende mittlere Nährstoffzahlen). Die starke Reliefierung, die durch die Anlage der Torfwälle und die Wurzelentfernung geschaffen wurde, ist in diesem Zusammenhang nur zum Teil positiv zu werten. Durch die örtliche Entstehung sehr nasser Kleinstrukturen wurden erste „Ankerpunkte“ für bestimmte Hochmoorarten (Torfmoose und Sauergräser) geschaffen, von denen aus sie sich u. U. künftig weiter ausbreiten können. Nachteilig zu sehen ist dagegen, dass vor allem durch die Überhöhung der ursprünglichen Oberfläche (Torfwälle) große Mengen an Torfsubstrat durchlüftet wurden, die nun stärker mineralisieren, was hochmooruntypische, nährstoffliebende Pflanzen in ihrer Entwicklung begünstigt.

Da die Flächen noch sehr stark in Entwicklung begriffen sind, können insgesamt aber noch keine zuverlässigen Zukunftsprognosen abgeleitet werden. Es bleibt abzuwarten, ob mit zeitlichem Verzug nicht auch in den Durchforstungsflächen, in denen sich bislang noch keine Entwicklungen in Richtung Hochmoor abzeichnen, langfristig hochmoortypische Arten einwandern werden.

Die rasche und teilweise starke Naturverjüngung (vgl. Abb. 18) durch den Aufwuchs von Fichten und Birken (*Betula pubescens* und *pendula*) in der Kahlhiebs- und der ehemaligen Schirmstellungsfläche (inzwischen ebenfalls durch Windwurf weitgehend baumfrei) zeigt den nicht ausreichenden Vernässungserfolg der Fläche an. Die Flächen des Fichtenforst wurden ebenso wie die intensiv genutzte Wiese gezielt in die Projektkonzeption einbezogen, um anhand dieser wenig aussichtsreichen Flächen auch die Grenzen erfolgreicher Renaturierungsbestrebungen zu dokumentieren. Jedoch sind in den flacheren Bereichen auch größere Teilflächen noch frei von Naturverjüngung. Hier konnte sich eine dichte Hochstaudenflur etablieren, die das Aufkommen von Baumarten bislang verhindert (vgl. Abb. 19).

Fauna

Untersucht wurden im Fichtenforst die Vergleichsfläche sowie die wiedervernässten Varianten Kahlhieb mit Torfwällen (und teilweise Stockrodung) im Höfner Filz und die Kahlhiebsfläche im Breitfilz (Fichtenforst, Teilfläche I).

Die Maßnahmen stellten einen gravierenden Einschnitt in die Lebensraumstruktur dar, dementsprechend stark haben sich die Artengemeinschaften auf den Renaturierungsflächen verändert. Die inzwischen sehr artenreiche Laufkäfer-Zönose setzt sich aus Arten zusammen, die unterschiedlichste Habitate bevorzugen. Dominante Art ist in den renaturierten Flächen 1999 die „vom Aussterben bedrohte“ Moorart *Agonum ericeti*. Ähnlich wie bei den Laufkäfern hat sich die Artenzahl bei den Heuschrecken stark erhöht. Das Artenspektrum zeigt ebenfalls die stark wechselnden Standortbedingungen zwischen trocken und feucht an, so dass insgesamt die meisten der im Gesamtgebiet vorkommenden Arten auch in diesen Kahlhiebsflächen vorkommen. Dominante Arten der Kahlhiebsfläche im Breitfilz sind 1999 die eurytopen Heuschrecken *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus parallelus*. Das Spektrum der vier gefährdeten Heuschrecken (1999) zeigt, wie bei den Laufkäfern, die großen Unterschiede in den Standortbedingungen. *Gryllus campestris* und *Omocestus ventralis* zählen zu den trockenwarmen Lebensräume bevorzugenden Arten, während *Chorthippus montanus* und *Gryllotalpa gryllotalpa* Feuchtezeiger sind.

Bei den Wasserwirbellosen hat diese Fläche eine beachtliche Bedeutung für moortypische Wasserkäfer erlangt, während sie für Libellen und Wasserwanzen nahezu bedeutungslos ist.

Insgesamt hat sich die Kahlhiebsfläche im Fichtenforst aufgrund des geschaffenen Strukturereichtums zu einem sehr artenreichen Lebensraum entwickelt. Moortypische Arten kommen jedoch nur unter den Lauf- und Wasserkäfern vor. Aufgrund der raschen Sukzessionsabläufe, der raschen Gehölzentwicklung, der Veralgung der Kleingewässer und der Wiederbegrünung offener Torfstandorte ist jedoch möglicherweise mit einem Rückgang der Artenvielfalt zu rechnen.

8.7 Hochmoorheide

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Im vorentwässerten, aber ungenutzten Kernbereich des Breitfilzes verursachte der Einstau der Schlitzgräben über eine Fläche von vier Hektar eine Anhebung der dort gemessenen mittleren Wasserstände um ca. 20 cm gegenüber der Vergleichsfläche und auch gegenüber den im Jahr 1992 (vor den Maßnahmen) gemessenen Mittelwerten dreier Pegel, die in den später vernässten Bereichen liegen. Auch die Minima und Maxima der Wasserstände lagen in den vernässten Flächen ab 1995 um ca. 10 bis 20 cm höher als in der Vergleichsfläche.

Ein höherer Wasserspiegel in der baumbestandenen gegenüber der baumfreien Maßnahmenfläche ist vermutlich auf die Lage des Pegels innerhalb der Flächen zurückzuführen. Auch vor den Maßnahmen waren in den baumbestandenen Bereichen bereits höhere Pegelstände gemessen worden.

Alle Ergebnisse der chemischen Pegelwasseruntersuchungen in Vergleichs- und Maßnahmenflächen zeigten hochmoortypische Standortbedingungen mit allenfalls geringfügig sinkenden Tendenzen an. So lagen die ermittelten pH-Werte aller Flächen zwischen pH 3,7 und 4,2. Die Kalzium-Gehalte bewegten sich im Bereich zwischen ca. 0,5 und 2 mg/l. Die meisten Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit lagen zwischen ca. 30 und 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Vegetation

Schon vor den Renaturierungsmaßnahmen kam in der Moorheide das gesamte für Hochmoorstandorte typische Artenspektrum vor. Durch die Anhebung des Wasserspiegels konnte jedoch die fortschreitende Verheidung der Fläche aufgehalten werden. Die vor den Maßnahmen beobachtete Artenverschiebung hin zu den eher trockenheitsresistenten Halbsträuchern und anderen sogenannten Bultarten konnte sogar umgekehrt werden. Typische Schlenkenmoose konnten sich wieder ausbreiten.

Das Zurückdrängen der Verheidung lässt sich anhand von Luftbildaufnahmen anschaulich dokumentieren, da beispielsweise die Arten Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) und Besenheide (*Calluna vulgaris*) gut in den Luftbildern erkennbar sind. Abbildung 20 zeigt Luftbildauswertungen der Jahre 1994, 1996 und 1999 eines Ausschnitts des offenen, vernässten Bereichs der Moorheide.

Fauna

Der Erfolg der Wiedervernässungs-Maßnahmen ist je nach untersuchter Artengruppe unterschiedlich zu bewerten. Bei den Laufkäfern ist die Charakterart der Hochmoore, *Agonum ericeti*, auf der renaturierten Fläche inzwischen stärker verbreitet. Zudem ist der Anteil feuchtigkeitsliebender Begleitarten auf der Vernässungsfläche höher als in der Vergleichsfläche, was den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen in der Moorheide anhand der Laufkäfer dokumentiert. Ähnlich positiv ist das Ergebnis bei den Libellen. Hier konnten die moortypischen Arten als Larven (Bodenständigkeitsnachweis) nur in der Vernässungsfläche nachgewiesen werden. Für die moortypischen Arten der Wasserkäfer und -wanzen hat die renaturierte Fläche dagegen bisher nicht nennenswert an Bedeutung gewonnen.

Für die meisten untersuchten Artengruppen haben die renaturierten Bereiche der Moorheide bis 1999 bereits eine wesentlich höhere Bedeutung für die Charakterarten der Moore erlangt als die unbehandelten Flächen. Die gestörten Standortbedingungen auf den verheideten Flächen werden auch durch das Vorkommen verschiedener Heuschrecken-Arten angezeigt, deren Vorkommen bis 1999 auch noch bis in die wiedervernässten Bereiche beobachtet wurde.

9. Gesamtschau und Erfolgsaussichten der Standorts- und Maßnahmenvarianten

Im Rahmen des Renaturierungsprojektes in Moosetrach sollte dargestellt werden, welche Standortvoraussetzungen gegeben sein müssen, um erfolgreich Renaturierungsmaßnahmen durchzuführen und welche Maßnahmen jeweils am aussichtsreichsten sind. Gezielt einbezogen waren auch stark vom natürlichen Zustand ausgelenkte Standortverhältnisse, um auch die Grenzen erfolgreicher Renaturierung auszuloten.

Nach Ablauf der nur sechsjährigen Beobachtungsdauer ist eine Beantwortung der Fragestellungen nicht abschließend möglich. Der Variantenvergleich führte nicht in jedem Fall zu sicheren Trendaussagen. Andererseits waren die klimatischen Rahmenbedingungen für eine Moorrenaturierung ab dem Jahr 1995 wegen ausgebliebener Sommertrockenheit überdurchschnittlich günstig. Es wurde deshalb ab 2001 eine Fortsetzung der Dauerbeobachtung mit aktualisiertem Monitoringkonzept initiiert. Im Kapitel 10 werden dessen Grundzüge kurz umrissen.

Generelle Aussagen zum Renaturierungserfolg in den verschiedenen Nutzungs- und Vegetationseinheiten können dennoch auch zum gegenwärtigen Zeitpunkt zusammenfassend getroffen werden.

9.1 Entwicklungen in den Standortseinheiten

Die Renaturierungsmaßnahmen auf der bereits vor den Maßnahmen extensiv genutzten Wiese können insgesamt als erfolgreich betrachtet werden. Der heu-

tige Zustand mit weitgehend oberflächennahen Wasserständen und der Ausbreitung von Torf- (vorwiegend Schlenken-)moosen deutet auf eine langfristige Entwicklung in Richtung Hochmoorvegetation und wachsendem Hochmoor hin. Die zuvor intensiv genutzte Wiese dagegen bot schlechtere Startbedingungen. Aufgrund der zum Teil erheblichen Neigung der Fläche konnte der Wasserstand in größeren Flächenarealen nicht wirksam angehoben werden. Dem gemäß ging zwar infolge der Aushagerung die Wüchsigkeit des Pflanzenbestandes erheblich zurück, eine Etablierung hoch- oder übergangsmoortypischer Pflanzen konnte jedoch vor allem in der von den erfolgreicher vernässten Renaturierungsflächen isolierten Teilfläche der Wiese nicht erreicht werden.

Innerhalb der Forstflächen wurden ebenfalls sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielt, die in erster Linie auf die Standortvoraussetzungen zurückzuführen sind. So musste die unterschiedliche Entwicklung der Maßnahmenflächen auf deren Lage innerhalb des Moorkomplexes und die damit verbundene Gelände- neigung zurückgeführt werden. In den relativ ebenen Flächen im Kiefernforst konnten beispielsweise bessere Ergebnisse erzielt werden als in den überwiegend stärker geneigten Fichtenforstflächen. Unterschiedliche Renaturierungsergebnisse innerhalb einer Standortseinheit, die eindeutig auf die Maßnahmenvarianten (also beispielsweise den Grad der Auflichtung) zurückzuführen sind, konnten unter den gegebenen Versuchsbedingungen nicht herausgearbeitet werden.

Die besten Voraussetzungen für die Renaturierung boten die im Zentrum des Breitfilz gelegenen Moorheideflächen. Hier konnte durch das Verschließen der Schlitzgräben bereits ein guter Renaturierungserfolg gelingen. Allerdings führte die zum Teil leicht beetartige Reliefierung der Fläche dazu, dass sich die Vernässung am stärksten entlang der angestauten Schlitzgräben auswirkt. Eine Vernässung der zum Teil höher liegenden Flächen zwischen den Gräben hätte nur durch wesentlich aufwändigere Anstau- maßnahmen im Verlauf der Schlitzgräben (stärkere Überhöhung des Torfeinbaus und deutliche Verbreiterung) erzielt werden können. In Bereichen mit geringerem Niveauunterschied zwischen grabennahen und grabenferneren Flächen konnte jedoch eine flächige Wiedervernässung erreicht werden, die sich auch in der Entwicklung der Vegetation abzeichnet.

9.2 Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen

Wiedervernässungsmaßnahmen

Die auf allen Maßnahmenflächen durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen zeigten, dass auch bei weit abgesenkten Wasserständen eine Wiedervernässung der Flächen gut möglich ist, sofern es sich um relativ ebene Lagen handelt. Bei stärkeren Neigungsverhältnissen ist es dagegen schwierig, das Wasser in der Fläche zu halten. Versuche, oberflächlich abfließendes Wasser mit Torfwällen anzustauen

sind zwar teilweise geglückt, eine starke Mineralisation des durch diese Maßnahme durchlüfteten Torfes und damit eine Nährstofffreisetzung über lange Zeit führten aber kleinräumig nicht zu den angestrebten Standortverhältnissen und Vegetationsbeständen. Für die Fauna bot der Strukturreichtum der Flächen jedoch die Voraussetzung für die Entwicklung einer deutlich größeren Artenvielfalt als in den homogenen Flächen.

Waldbauliche Maßnahmen

Bezüglich des Einflusses waldbaulich unterschiedlicher Maßnahmen (Intensität der Auflichtung) auf den Vernässungserfolg konnten im Rahmen der bisherigen Dauerbeobachtung keine eindeutigen Ergebnisse abgeleitet werden (vgl. auch ZOLLNER & CRONAUER 1997). Andere Faktoren, wie z.B. die Lage im Gelände erwiesen sich als wesentlich wichtigere Faktoren. Dagegen zeigte sich bezogen auf die Vegetation und die Fauna, dass sich die Kahlhiebsflächen sehr viel schneller entwickelt haben als die unterschiedlich stark aufgelichteten Flächen. Die Kahlhiebsmaßnahme bewirkte insbesondere ein plötzlich verfügbares hohes Nährstoffangebot (höherer Nährstoffumsatz aufgrund von mechanischen Verletzungen der Oberfläche und stärkerer Besonnung). Auch ließen höhere Zeigerwerte bei den krautigen Pflanzen vermuten, dass durch die vollständige Entfernung der Gehölze mehr Wasser zur Verfügung stand, als in den weniger aufgelichteten Flächen, auch wenn sich das in den ermittelten Pegelständen nicht eindeutig widerspiegelt.

Die Wurzeltellerentfernung, eine sehr aufwändige Maßnahme, ist ähnlich wie die Errichtung von Torfwällen nur teilweise als positiv zu werten. Durch diese Maßnahme werden einerseits stellenweise nassere, teilweise offene Standorte und damit erste Ankerpunkte für hochmoortypische Arten geschaffen, andererseits werden durch die Maßnahmendurchführung und die daraus resultierende Relieferung Mineralisierungsprozesse in Gang gesetzt, die zu einem erhöhten Nährstoffangebot führen. Es wird daher als sinnvoll erachtet, vor einer Wiedervernässung von Waldflächen die Bestockung zu entfernen, dabei aber die Wurzelstöcke zu belassen.

Um gezielt Spirkenbestände zu etablieren, können diese durch Pflanzung in einer Fläche etabliert werden. Versuche mit der Anzucht von autochthonem Pflanzmaterial sowie der Auspflanzung ins Freiland haben bislang gute Ergebnisse geliefert. Im Rahmen der Beobachtung von 1997-1999 wurden 10% Ausfall dokumentiert. Je nach Wildbestand müssen die Pflanzen jedoch ggf. in den ersten Jahren gegen Wildverbiss geschützt werden. Bei der Anzucht sollte bezüglich der Nährstoffversorgung berücksichtigt werden, dass die Pflanzen anschließend auf sehr magere Standorte ausgebracht werden.

Oberbodenabtrag auf Teilflächen

Die ständig überstaute Fläche innerhalb des bereits zu Projektbeginn extensiv genutzten Setzberger Fel-

des zeigte anfangs nur eine langsame, später dynamischere Besiedlung auch mit hochmoortypischen Pflanzenarten, ausgehend von den Randbereichen der Abtragsfläche. Durch die Entfernung der Vegetationsdecke verbunden mit den infolge des Bodenabtrags höheren Wasserständen finden hochmoortypische Arten bei entsprechender Nährstoff- und Basenarmut bessere Chancen zur Etablierung. Somit kann eine solche Fläche als Artenpool für die umliegenden zu renaturierenden Fläche fungieren. Um die Ausbreitung vor allem der gegen Wellenschlag empfindlichen Torfmoose zu beschleunigen, müsste jedoch die noch weitgehend offene Wasserfläche mittels einzubringenden Materials wie z.B. Reisig stärker untergliedert werden (PFADENHAUER 1999).

Da die Schaffung von Bodenabtragsflächen mit einem umfangreichen Eingriff in den Moorkörper verbunden ist und gleichzeitig hohe Kosten verursacht, sollte sich ein Bodenabtrag nur auf ausgesuchte Situationen und auf Teilflächen beschränken, wenn z.B. wie im vorliegenden Fall zum Verfüllen von Gräben Torfmaterial benötigt wird. Auch auf dem vor den Maßnahmen intensiv genutzten Stringelfeld konnte jedoch durch den Bodenabtrag, also durch die Entnahme der durch Düngung und Mineralisation am stärksten beeinflussten oberen Schicht, schneller ein Standort geschaffen werden, der zumindest für Übergangsstadien zur Hochmoorvegetation geeignet sein könnte.

Impfmaßnahmen auf den Bodenabtragsflächen

Die verschiedenen Impfmaßnahmen haben einmal mehr gezeigt, dass eine Impfung mit bestimmten Zielarten nur dann erfolgreich sein kann, wenn auch die entsprechenden Standortbedingungen vorliegen bzw. geschaffen werden konnten. Die Impfung mit Bunkerde in der Abtragsfläche der Intensiv-Wiese beispielsweise war zwar insofern erfolgreich, als hochmoortypische Arten (wie z.B. *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba*) relativ rasch angesiedelt werden konnten, inzwischen wurde jedoch die an den Standort besser angepasste Schnabelsegge (*Carex rostrata*) auf der Fläche dominant. Die Impfung der keimungsfeindlichen offenen Torffläche mit den über Ausläufer sehr ausbreitungsstarken Ablegern dieser Segge sorgte für eine lockere Bodenbedeckung der Fläche innerhalb weniger Jahre. Dadurch fanden die ebenfalls eingebrachten Torfmoose Schutz und Gerüststrukturen für ihre Etablierung vor (vgl. SLIVA 1997, PFADENHAUER 1999). Generell ist damit auf der Abtragsfläche der Intensivwiese die Renaturierung über ein Übergangsmoorstadium als zielführend einzuschätzen.

Mahd zur Aushagerung der landwirtschaftlich genutzten Flächen

Die Dauerbeobachtung auf den ein- bis (anfangs teilweise) zweimal im Jahr gemähten Flächen hat gezeigt, dass auf den sauren Hoch- und Übergangsmoorflächen eine Aushagerung bereits mit einer relativ extensiven Mahd erreicht werden kann. Eine schnellere Aushagerung bei noch nährstoffreicheren

(vorher intensiv genutzten) Standorten wäre zwar durch eine zumindest anfänglich häufigere Mahd zu erreichen. Dies ist jedoch nur dann zu empfehlen, wenn keine schützenswerten Arten vorhanden sind, die eine häufigere Mahd nicht vertragen.

Im Fall der zuvor schon extensiv genutzten und nährstoffarmen Wiese wurde durch die nur einschürige Mahd bereits eine so starke Aushagerung erzielt, dass in Verbindung mit den hohen Wasserständen eine Standortssituation entstand, die die derzeitige Bewirtschaftung (mit Nutzung des Mähguts zur Einstreu) in zunehmenden Flächenanteilen nicht mehr erlaubt. Nachdem die Aushagerung als ein Grund für die Mahd inzwischen entfällt, und ein weiteres Befahren auch zur Schonung der sich etablierenden Torfmoosdecke vermieden werden sollte, muss für die Zukunft ein Management der Flächen überlegt werden, das einer eventuellen Verbuschung (beispielsweise durch geeignete, schonendere Pflegemaßnahmen) entgegenwirken kann.

10. Ausblick/Fortführung der Erfolgskontrolle

Basierend auf den bisherigen Erfahrungen im Projekt und in Anpassung an den aktuellen Erkenntnisstand zur Erfolgskontrolle wurde ab dem Jahr 2001 mit finanzieller Unterstützung der Stiftung für Bildung und Behindertenförderung GmbH Stuttgart ein neues Konzept zur weiteren ökologischen Dauerbeobachtung der Renaturierungsflächen im Breitfilz entwickelt. Dies geschah im Rahmen eines Kooperationsprojektes mit dem Zentrum für Umwelt und Kultur Benediktbeuern sowie dem Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München-Weihenstephan.

Das bisherige Monitoringkonzept wurde im Bereich der Vegetationserfassung methodisch erweitert und um die Themenbereiche der Produktivitätsuntersuchungen und der systematischen Auswertung der Fernerkundungsdaten ergänzt. Diese zweite Phase der Erfolgskontrolle soll über einen vergleichbaren Zeitraum wie die erste Phase durchgeführt werden.

Folgende Ziele stehen für diese Phase im Vordergrund:

- Sichere Identifikation auch der schleichenden, langsamen Vegetationsveränderungen als Indikatoren von Standortveränderungen mittels genauere Erhebungsmethodik nach LONDO, 1975 (in 2x2 m Plots, alle 2 Jahre),
- Erfassung der Produktivitätsentwicklung der Standorte (sowohl im Wald als auch auf den Wiesen und der Hochmoorheide) als integrierender Indikator für die Standortveränderung, der nicht unmittelbar mit einer Deckungszunahme auf Testflächen erhoben werden kann,
- Erfassung von Richtung und Dynamik der Sukzession der Vegetationsbestände mittels Fernerkundungsmethoden auf der Gesamtfläche des Un-

tersuchungsgebiets zum Vergleich und zum up-scaling der testflächenbezogenen Ergebnisse.

Ergänzend sind stoffhaushaltliche Untersuchungen zur Auswirkung der Renaturierungsmaßnahmen auf die Bilanz klimarelevanter Spurengase vorgesehen, die als Begleitforschung von der Uni Bayreuth gemeinsam mit der TU München übernommen werden.

11. Literatur

- BAEHR, M. (1987): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen.- Schr. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 77: 17-23.
- (1980): Die Carabidae des Schönbuchs bei Tübingen. 1. Faunistische Bestandsaufnahme.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 515-600.
- BAUER, A. (1998): Schutz der staatseigenen Moore.- Laufener Seminarbeiträge 6/98: 49-53.
- BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken. Beobachten, bestimmen.- Augsburg.
- (1993): Libellen. Beobachten, bestimmen.- Augsburg.
- BINOT, M.; R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 1-434.
- BROSINGER, F. (1993): Künftige Behandlung der staatseigenen Moore in Oberbayern.- Schriftenr. Bayer. Forstverein 12: 156-161.
- BURMEISTER, E.-G (1992): Rote Liste gefährdeter Wasserwanzen (Hydrocorisae, geromorpha) Bayerns.- In: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 96-98.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl. Stuttgart. 989 S.
- (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Stuttgart. 1095 S.
- (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Göttingen. 258 S.
- FREUDE, H.; K. W. HARDE, G. A. LOHSE (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas. Goecke & Evers Verlag, Krefeld. Bd.1 (1965): (mit Familientabellen), Bd.2 (1976): (Adephaga), Bd.3 (1971): (mit Hydradephaga, Hydraenidae, Spercheidae, Hydophilidae) Bd.6 (1979): (mit Helodidae, Dryopidae incl. Elmidae) Bd.9 (1966): (mit Donaciinae (Chrysomelidae)).
- GÖTTLICH, K. (Hrsg.) (1990): Moor- und Torfkunde. Stuttgart. 529 S.
- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera) Deutschlands.- Schr.R. Landschaftspf. Naturschutz, 55: 252-254.
- KLAUSNITZER, B. (1984): Käfer im und am Wasser.- Die Neue Brehm-Bücherei Nr. 567, Wittenberg Lutherstadt. 148 S.

- (1996):
Käfer im und am Wasser.- Die Neue Brehm-Bücherei Nr. 567, Wittenberg Lutherstadt. 200 S.
- KRIEGBAUM, H. (1992):
Rote Liste der gefährdeten Springschrecken in Bayern.- In: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.) (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 83-86.
- KROEHLING (2000):
Zur waldbaulichen Behandlung von Moorbstockungen im Alpenvorland – Literaturstudie im Rahmen der modellhaften Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten Moorflächen.- Unveröff. Literaturstudie i. A. der Stiftung für Bildung und Behindertenförderung.
- KUHN, J. (1992):
Libellen im Murnauer Moos 1984-1990.- Unveröff. Manuskript. 2 S.
- LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.) (2000):
Renaturierung von landwirtschaftlich genutzten Niedermooren und abgetorften Hochmooren.- Schriftenreihe Heft 148.
- LORENZ, W. (1992):
Die Rote Liste der Laufkäfer Bayerns.- In: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 100-109.
- LONDO, G. (1975):
Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten.- In: Schmidt W. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. Int. Vegetationskde., Rinteln 1073: Vaduz, 613-617.
- NUSS, I. (1999):
Bryologische Untersuchungen zur „Regeneration von Hoch- und Übergangsmooren in Mooseurach“. Unveröff. Endbericht. 42 S.
- ÖKON (1999):
Zoologische Untersuchungen im Rahme der Regeneration von Hoch- und Übergangsmooren im Breitfilz/Mooseurach. Unveröff. Endbericht. 88 S.
- PFADENHAUER, J. (1999):
Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore.- In: Natur und Landschaft, 74. Jg. Heft 1.
- POSCHLOD, P. (1990):
Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren.- Diss. Botanicae. Bd. 152, Berlin Stuttgart.
- SCHUCH, M.; W. LAFORCE & W. MEINDL (1986):
Die Moorkvorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand.- Telma 16: 11-21.
- SCHUCH, M. (1988):
Anthropogene Moorböden und einige Möglichkeiten ihrer Entwicklung unter besonderer Berücksichtigung bayerischer Verhältnisse.- Telma 18: 85-93.
- SLIVA (1997):
Renaturierung von industriell abgetorften Hochmooren am Beispiel der Kendmühlfilzen/Diss. TUM, München. 221 S.
- SCHMEDTJE, U. & COLLING, M. (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/96, 543 S.
- TRAUTNER, J. & K. GEIGENMÜLLER (1987):
Sandlaufkäfer, Laufkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cincideliden und Carabiden Europas.- Aichtal, 488 S.
- TRAUTNER, J.; K. GEIGENMÜLLER & B. DIEHL (1984):
Laufkäfer.- 2. Auflage, DJN (Hrsg.), Hamburg, 119 S.
- ZOLLNER, A. & H. CRONAUER (1997):
Wiedervernässung und Durchforstung als Maßnahmen zur Renaturierung bewaldeter Moore in Bayern – Erste Versuchsergebnisse.- Telma 27: 91-105.

Anschrift der Verfasserin:

Marika Bernrieder
Bosch & Partner GmbH
Josephspitalstr. 7
D-80331 München
e-mail: m.bernrieder@bosch-partnergmbh.de
mbernrieder@t-online.de

Monitoring und Erfolgskontrolle im Freisinger Moos

Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT, Hans SCHWAIGER, Armin BECKMANN*

Gliederung

Zusammenfassung

1. Einführung

- 1.1 Untersuchungsgebiet
- 1.2 Überblick über die durchgeführten Bestandsaufnahmen
- 1.3 Vorgehensweise und angewandte Methoden
 - 1.3.1 Vegetation und Flora
 - 1.3.2 Vögel
 - 1.3.3 Tagfalter
 - 1.3.4 Heuschrecken

2. Darstellung und Diskussion ausgewählter Ergebnisse

- 2.1 Vegetation und Flora
- 2.2 Wiesenbrütende Vogelarten
 - 2.2.1 Großer Brachvogel
 - 2.2.2 Bekassine
 - 2.2.3 Wachtelkönig
 - 2.2.4 Braunkehlchen
 - 2.2.5 Wiesenpieper
 - 2.2.6 Grauammer
- 2.3 Tagfalter
 - 2.3.1 Wald-Wiesenvögelchen
 - 2.3.2 Baldrian-Scheckenfalter
 - 2.3.3 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling
 - 2.3.4 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling
 - 2.3.5 Ausgewählte weitere Arten
- 2.4 Heuschrecken
 - 2.4.1 Sumpfschrecke
 - 2.4.2 Kurzflügelige Beißschrecke
 - 2.4.3 Ausgewählte weitere Arten
- 2.5 Biotop-Neuanlagen

3. Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

- 3.1 Methodendiskussion
Fazit
- 3.2 Zusammenfassende Interpretation der Untersuchungsergebnisse
- 3.3 Empfehlungen für die Durchführung von Erfolgskontrollen
Allgemeine Hinweise
Einige spezielle Hinweise

4. Literatur und Quellen

Schlagworte

Baldrian-Scheckenfalter (*Melitaea diamina*)
Biotopneuanlage
Blaukernaue (*Minois dryas*)
Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*)
Entbuschen
Erfolgskontrolle von Pflegemaßnahmen in Niedermooren
Freisinger Moos
Großer Brachvogel
Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teileus*)
Kleinseggenried
Mahd
Pfeifengraswiese
Pflegepannen
Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*)
Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*)
Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*)
zufällige Aussterbeprozesse (Umweltstochastik)

Zusammenfassung

Das Freisinger Moos stellt einen der wenigen verbliebenen Restbestände der ehemals ausgedehnten Niedermoore am Nordrand der Münchner Ebene dar. Trotz tiefgreifender Veränderungen der Niedermoorstandorte und der Nutzungen haben sich hier neben weitflächigen Wiesengebieten in einigen Kernbereichen noch kleinflächig niedermoor typische Lebensräume erhalten. Viele dieser Flächen werden seit mehr als 20 Jahren vom Naturschutz gepflegt.

Aus dem Freisinger Moos liegen seit Ende der 80er Jahre (Wiesenbrüter bereits früher) flächenbezogene Datenreihen zu Vegetation und ausgewählten Tiergruppen (Brutvögel unter besonderer Berücksichtigung der Wiesenbrüter, Tagfalter, Heuschrecken und Libellen) vor. Das Datenmaterial stammt aus verschiedenen Projekten und ist daher recht heterogen. Im vorliegenden Beitrag wurden Ergebnisse von Erfolgskontrollen zu Vegetation, Tagfaltern und Heuschrecken sowie eines Monitorings an Wiesenbrütern ausgewertet.

Die Untersuchungen an Dauerbeobachtungsquadraten zeigen eindeutig die Bedeutung einer regelmäßigen Pflege streuwiesenartiger Bestände. Während regelmäßig gepflegte Flächen den Bestand an wertbestim-

* Der vorliegende Artikel beruht auf dem Vortrag von H. Schwaiger und A. Beckmann auf dem ANL-Seminar „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 22.11.02 in Rosenheim. Zusätzlich erfolgten ergänzende Analysen unter Auswertung älterer, bisher nicht verwendeter Originalaufzeichnungen.

menden Pflanzenarten erhalten oder sogar vermehren konnten, etablierten sich auf unregelmäßig gepflegten Flächen Hochstauden, Schilf oder Gebüsch. Auf einigen Flächen waren starke Verbuschungen innerhalb weniger Jahre zu beobachten.

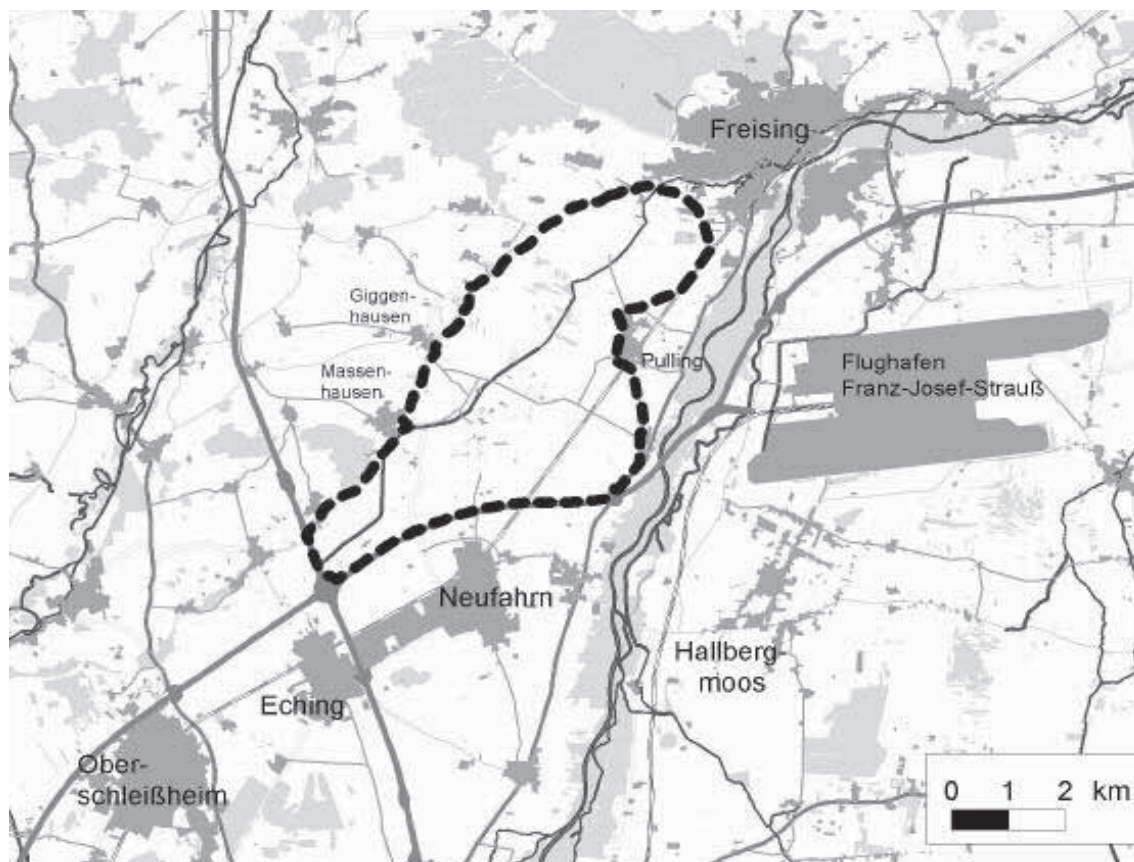
Der Große Brachvogel zeigt mit derzeit 13 Brutpaaren einen sehr stabilen Bestand, der in den letzten Jahren sogar leicht zunahm. Im Vergleich zu anderen Gebieten Bayerns ist der Bruterfolg dieser Art als günstig zu bezeichnen und dürfte für die Bestandserhaltung ausreichen. Dagegen sind Bekassine, Wiesenpieper und Graumammer aus dem Gebiet verschwunden. Ähnliches gilt für das Braunkehlchen, das sich von 1994 bis 1999 ansiedeln konnte. Der Wachtelkönig war nach längerer Zeit wieder 2000 und 2001 mit bis zu vier Rufern vertreten.

Bei den Tagfaltern zeigt das lokale Aussterben des Baldrian-Scheckenfalters (*Melitaea diamina*) im Jahr 1993 durch einen starken Hagelschlag zur Flugzeit der Falter die hohe Bedeutung umweltstochastischer Ereignisse für das Überleben kleiner Populationen. Das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) geriet durch den Hagelschlag zwar ebenfalls an den Rand des lokalen Aussterbens, konnte inzwischen aber wieder die alten Zahlen erreichen. Der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*) zeigt insgesamt eine Abnahme, deren Ursachen nicht völlig klar sind. Sowohl die Sommermahd im

Juli/August als auch die Mulchmahd sind aber für die Art negativ zu beurteilen. Die Schwesterart Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nautithous*) zeigt dagegen eine uneinheitliche Entwicklung ohne deutlichen Trend.

Der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) scheint positiv auf die teilweise Mahd eutrophierter Pfeifengraswiesenbrachen und auf die Entbuschungen zu reagieren. Mahd auf der Gesamtfläche führt aber offensichtlich zu einem Bestandsrückgang. Diese Trends sind nicht sehr scharf und bedürfen einer weiteren Überprüfung. Bei den Heuschrecken ist eines von drei Vorkommen der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) erloschen, was vermutlich auf verringerte Bodenfeuchte und die zunehmende Sukzession zurückzuführen ist. Überraschend sind die Rückgänge der Bestände von Kurzflügeliger Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und Buntem Grashüpfer (*Omocestus viridulus*). Bei der erstgenannten Art dürfte die großflächige Mahd eine Ursache für den Rückgang sein. Die Abnahme des Bunten Grashüpfers lässt sich derzeit nicht schlüssig erklären.

Insgesamt ist die Entwicklungstendenz bei den Tagfalter- und Heuschreckenarten mit regional bis europaweit hoher Schutzpriorität stagnierend bis rückläufig. Die Durchführung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen bedarf der Optimierung.



Karte
Lage des Untersuchungsgebietes

Nach einer Diskussion der verwendeten Methoden werden Empfehlungen für die Durchführung von Erfolgskontrollen gegeben.

1. Einführung

1.1 Untersuchungsgebiet

Das Freisinger Moos liegt am Nordrand der Münchner Ebene südwestlich der Stadt Freising (siehe Karte). Es handelt sich um ein großflächiges, stark entwässertes Niedermoor, das aber noch einen weitgehend geschlossenen Grünlandgürtel bildet. Ein Grundwasserstrom, der durch den im Quartär abgelagerten fluviatilen, spätglazialen Schotter nach Norden strömt, führte zur Bildung eines Gürtels aus kalkreichen Niedermooren am Rande des Tertiären Hügellands. Von der ehemals bis über fünf Meter starken Torfauflage sind heute infolge Entwässerung, Mineralisation und Sackung nur noch stellenweise mächtigere Schichten vorhanden.

Die systematische Kultivierung des Freisinger Mooses begann ab 1914 mit der Regulierung der Moosach. Im Durchschnitt wurden die Grundwasserstände um mindestens 1 bis 2 Meter abgesenkt. Die Grundwasserstände sind nach den Aufzeichnungen des Wasserwirtschaftsamtes (WWA FREISING 2002) an allen Messstellen im Bereich des Moooses seit 1938 um fast einen Meter gefallen. Seit Anfang der 80er Jahre sind die Pegelstände stabil, und zeigen in den letzten Jahren sogar wieder einen leichten Anstieg.

Heute wird ein Großteil des Gebietes als Grünland genutzt (im ca. 1000 ha großen Kernbereich etwa 60%). In trockeneren Bereichen finden sich auch Äcker (v.a. Mais). Streuwiesen und aus ehemaligen Torfstichen hervorgegangene streuwiesenartige Bestände sind noch mit insgesamt etwa 20 ha vertreten. Größere Anteile nehmen vollständig verbuschte und z.T. bereits bewaldete ehemalige Streuwiesen ein.

Auf diesen Flächen erfolgen seit Beginn der 80er Jahre Pflegemaßnahmen durch den Bund Naturschutz und von einem Pfl egetrupp (Ökomobil) im Auftrag der Unteren Naturschutzbehörde, seit 1990 auch durch den Landschaftspflegeverband Freising. Im Bereich des Grünlandes wurden für viele Flächen Verträge nach dem Vertragsnaturschutz- (VNP) bzw. Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) abgeschlossen.

Das gesamte Gebiet ist Landschaftsschutzgebiet, die Kernbereiche sind als FFH-Gebiet vorgeschlagen. Kleinere Flächen sind als flächenhafte Naturdenkmale und geschützte Landschaftsbestandteile ausgewiesen.

1.2 Überblick über die durchgeführten Bestandsaufnahmen

Aufgabe der im vorliegenden Beitrag dokumentierten Untersuchungen war, begleitend zu den im Freisinger Moos durchgeführten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu prüfen, ob die Maßnahmen den

gewünschten Erfolg bringen. Als erster, relativ unkonkreter Erfolgsmaßstab kann folgende Zielformulierung aus dem faunistischen Teilbeitrag zum Umsetzungsprojekt Freisinger Moos des Arten- und Biotopschutzprogramms für den Landkreis Freising herangezogen werden (HAASE & SÖHMISCH 1990): „Ziel der ... vorgeschlagenen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ist der Erhalt einer historisch gewachsenen, landwirtschaftlich überwiegend extensiv genutzten Kulturlandschaft mit dem für sie charakteristischen Spektrum an Tierarten.“

Ausgehend davon wurde von folgendem, konkretisierten Ziel für die floristische und faunistische Erfolgskontrolle ausgegangen: „Ziel der durchzuführenden Maßnahmen ist die Erhaltung aller derzeit noch vorkommenden niedermoor typischen Pflanzen- und Tierarten mit einem Schwerpunkt auf der Sicherung der regional, landes-, bundes- und europaweit gefährdeten Arten. Dafür müssen die aktuellen Bestände dieser Arten und die von ihnen besiedelte Fläche vergrößert werden.“

Erste systematische, ausreichend dokumentierte und daher auswertbare Bestandsaufnahmen zur Vegetation und Flora sowie zu ausgewählten Tiergruppen erfolgten gegen Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre im Rahmen der Erarbeitung eines Umsetzungskonzeptes für das ABSP (BÜRO HAASE & SÖHMISCH 1989 und 1990). In der Folge wurden die Bemühungen zur gezielten Pflege naturschutzfachlich bedeutsamer Flächen verstärkt, was u. a. auch mit der Gründung des Landschaftspflegeverbandes Freising verbunden war.

Zur Erfolgskontrolle durchgeführter Maßnahmen konnte ab 1991 aufgrund der finanziellen Unterstützung durch das Bayerische Landesamt für Umweltschutz mit ersten systematischen Folgeuntersuchungen begonnen werden, wobei neben der Anlage vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen auch faunistische Untersuchungen erfolgten. Weitere regelmäßige Untersuchungen waren in diesem Zusammenhang zwar geplant, konnten jedoch zumeist nicht oder nur unzureichend finanziert werden, so dass die Untersuchungen zu einem großen Teil ehrenamtlich durchgeführt werden mussten. Vollständige Erhebungen waren daher nicht immer möglich. Die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse einzelner Jahre ist aus diesem Grund nur teilweise gegeben (s. Kap. 1.3 und 3.1).

Im Rahmen eines Auftrages der Regierung von Oberbayern sowie eines Glücksspiralenprojektes konnten erst in den Jahren 1999 und 2000 wieder etwas intensivere Wiederholungsuntersuchungen durchgeführt werden (SCHWAIGER et al. 1999, BECKMANN et al. 2000). Dabei konnte erstmals auch ein Großteil der vorliegenden Daten zusammenfassend dargestellt und ausgewertet werden.

Unabhängig davon erfolgten im Freisinger Moos seit 1980, v. a. aber seit 1992 auch intensivere Untersu-

chungen zur Bestandsentwicklung von Wiesenbrütern (v.a. Großer Brachvogel), die im Zusammenhang mit entsprechenden landesweiten Kartierungen stehen.

Für die Auswertungen kann v. a. auf folgende Datenquellen zurückgegriffen werden:

- Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogrammes Landkreis Freising-Freisinger Moos (BÜRO HAASE & SÖHMISCH 1989 und 1990)
- Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm für die Vogel-Azurjungfer (BURBACH 1995-99)
- Diplomarbeit: Libellen an Gewässern des Freisinger Moores (EVERS 1990)
- Diplomarbeit: Beobachtungen zur Autökologie von *Ichnura pumilio* (REITER 1993)
- Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im Freisinger Moos – Fauna: Ergebnisse 1991-1994 (ZEHLIUS 1991-1994)
- Unterlagen zur Erfassung vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen: verschiedene Bearbeiter 1990-1993 und 1998-2000 (Erstaufnahme: M. MAINO; Folgeaufnahmen: M. GLANZ, H. SCHWAIGER, S. GRÜNBERG, A. BECKMANN; Originalunterlagen in Akten des Landschaftspflegeverbandes Freising und des Bund Naturschutz, Kreisgruppe Freising); Zusammenstellung von SCHWAIGER (1993; Manuskript)
- Monitoring im Freisinger Moos 1999 (SCHWAIGER et al. 1999)
- Monitoring im Freisinger Moos 2000 (BECKMANN et al. 2000)
- ehrenamtliche Untersuchungen und sonstige Einzelbeobachtungen verschiedener Bearbeiter aus den Jahren 1990 bis 2002

In der nachfolgenden Auflistung werden die im Text erwähnten Probestellen für Tagfalter, Heuschrecken und Vegetation kurz beschrieben.

- 1 Pfeifengrasstreuweise mit Übergängen zu Mehlsprimel-Kopfbinsenrasen in tiefer gelegenen Flächen; seit 1980 sehr regelmäßige Herbstmahd (zumeist erst ab Oktober)
- 2 Pfeifengrasstreuweise mit Hochstauden, in den letzten Jahren aufgrund fehlender Pflege stark verbuscht
- 3 Relativ trockene Pfeifengrasstreuweise, randlich Großseggen und Schilf; sehr regelmäßige Herbstmahd
- 4 Streuwiesenbrache, verbuscht; Fragmente von Kopfbinsenrasen; seit 2001 wieder Herbstmahd
- 5 Hochstaudenreiche Streuwiesenbrache mit Resten streuwiesentypischer Vegetationsbestände; seit 1999 regelmäßige Herbstmahd
- 6 Verarmte Nasswiese mit Resten von Pfeifengras und eutrophierten Bereichen mit Wiesenknöterich und *Geum rivale* mit Übergängen zu Hochstaudenfluren
- 7 Verbrachende und verbuschende Streuwiese mit eutrophierten Bereichen im Westen; Mahd jeweils nur auf Teilflächen (nicht jedes Jahr)
- 8 trockene Pfeifengrasstreuweise mit v.a. randlichen Verbuschungen; Verschilfung im Westteil; fast alljährliche Mahd
- 9 Hochstaudenreiche Pfeifengrasstreuweise, Weidengebüsch mit Auflichtungen angrenzend; regelmäßige Herbstmahd
- 10 Niedermoorkomplex aus Hochstaudenflur, Pfeifengrasstreuweise und verbrachenden Pfeifengrasstreuweisen mit Schilf; regelmäßige Mahd nur auf Teilflächen

- 11 Komplex aus Pfeifengrasstreuweise, Resten eines Mehlsprimel-Kopfbinsenriedes und Hochstaudenfluren; Mahd relativ regelmäßig
- 12 Nasswiesenbrache mit Resten von Pfeifengrasstreuweisen und eutrophierten Bereichen mit Hochstauden; nur unregelmäßige Mahd
- 21/aus teils verbrachten Feuchtwiesen, Hochstaudenfluren und Gebüsch; relativ regelmäßige Mahd in den letzten Jahren
- 22 (z. T. neophytenreich) und Gebüsch; relativ regelmäßige Mahd in den letzten Jahren
- 23 Reste von Pfeifengrasstreuweisen, Hochstaudenfluren und Gebüsch; angelegte Kleingewässer (Ende der Achtziger Jahre); seit einigen Jahren nur mehr unregelmäßig gemäht
- 24 Verbrachte Streuwiese mit hochstaudenreichen Anteilen; 2000 durch Jagdpächter gemulcht.

1.3 Vorgehensweise und angewandte Methoden

1.3.1 Vegetation und Flora

Einzelflächenbezogene Daten zur Vegetation und Flora liegen mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad aus dem Zeitraum zwischen 1988 und 2000 vor. Hinzu kommen weitere, in diesem Zusammenhang jedoch nicht auswertbare Daten, die im Rahmen studentischer Projektarbeiten oder wissenschaftlicher Arbeiten an der TU München-Weihenstephan oder der FH Weihenstephan entstanden.

Die ersten Dauerbeobachtungsflächen (DBF; Größe 5x5 m) wurden 1991 im Zusammenhang mit dem ABSP-Umsetzungsprojekt und dem Beginn der Erfolgskontrollen eingerichtet und gekennzeichnet. Nach einer Wiederholungsaufnahme 1992 konnten bereits 1993 nicht mehr alle Flächen aufgefunden werden (Entfernen der mit Holzpflocken vorgenommenen Vermarkung bei der maschinellen Pflege; in den Folgejahren auch bedingt durch die Vegetationsentwicklung: Verbrachung mit Ausbildung verschilter Bestände etc.). Alle noch auffindbaren Flächen wurden 1993 mit Vermessungsrohren vermarktet. Die Erhebungen konnten erst 1998 auf ehrenamtlicher Basis unter Federführung des BN fortgesetzt werden, wobei die Flächen – so weit noch möglich – wieder rekonstruiert und erneut aufgenommen wurden. Wie in den Erhebungsjahren zuvor wurden auch dabei neue DBF angelegt (teilweise als Ersatz für nicht mehr auffindbare Flächen). Neben der Durchführung einer Wiederholungsaufnahme wurden auch in den Folgejahren 1999 und 2000 neue DBF angelegt und dauerhaft vermarktet.

Bei den Aufnahmen des Vegetationsbestands der DBF kamen unterschiedliche Methoden zur Anwendung. So wurde nach der Erstaufnahme (1991), die nach der Standard-Methode von BRAUN-BLANQUET erfolgte (7-stufige Skala), im zweiten Erhebungsdurchgang (1992) die verfeinerte Methode von LONDO eingesetzt (vgl. z.B. DIERßEN 1990). In den folgenden Aufnahmejahren wurde (u. a. auch aus zeitlichen Gründen) wieder nach der Aufnahmemethodik der Erstaufnahme verfahren. Die Dokumentation der

DBF-Untersuchungen erfolgte in Lageskizzen, erläuternden Texten und Tabellen.

Neben den Erhebungen in Dauerbeobachtungsflächen erfolgten 2000 zusätzlich flächenhafte Kartierungen der Vegetationstypen (teilweise mit Erstellung von Artenlisten) auf der Basis von aktuellen Luftbildern in allen unter Kapitel 1.1 genannten Probeflächen)

Eine zusammenfassende Auswertung aller vorliegenden Daten konnte bisher noch nicht durchgeführt werden. In den Arbeiten von SCHWAIGER et al. (1999) und BECKMANN et al. (2000) wurde ein Großteil des vorliegenden Materials zusammenfassend aufbereitet. Dennoch musste auch dabei einiges Datenmaterial unberücksichtigt bleiben, was – neben dem jeweils begrenzenden Projektrahmen – auch an einer mangelnden systematischen Archivierung und Aufbereitung der vorhandenen Daten beruhte. Dies wiederum ist nicht zuletzt auf fehlende zeitliche und personelle Möglichkeiten aufgrund der teilweise ehrenamtlichen Bearbeitung zurückzuführen. Die zusammenfassenden Analysen in den genannten Arbeiten mussten sich daher weitgehend auf die Auswertung der Ergebnisse aus den Dauerbeobachtungsflächen konzentrieren. Nicht berücksichtigt blieben u. a. die seit 1987 bis in die Gegenwart erfolgenden Maßnahmen zur Biotopneugestaltung.

1.3.2 Vögel

Seit 1980 erfolgen im gesamten Freisinger Moos – schwerpunktmäßig in den Wirtschaftswiesen – detaillierte Untersuchungen zu den Wiesenbrüterbeständen. Diese wurden 1980 und 1986 im Rahmen der landesweiten Wiesenbrüterkartierungen (RANFTL 1981, FRANZ & KAMRAD-SCHMIDT 1986), seit 1992 alljährlich im Rahmen eines Monitoring-Programmes des LFU durchgeführt). Dabei wurden folgende Arten erfasst: Großer Brachvogel, Bekassine, Wachtelkönig, Wiesenpieper, Braunkehlchen und Grauammer. 1980 und 1986 erfolgten jeweils mindestens vier Begehungen des Gebietes. Seit 1992 wurde das Gebiet sehr intensiv erfasst (jeweils mehr als 20 Begehungen). Nächtliche Begehungen zur Erfassung des Wachtelkönigs erfolgten sporadisch ab 1992, systematisch seit 2000. Zusätzlich wurde seit 1992 jährlich auch der Bruterfolg (Anzahl flügger Jungvögel) des Großen Brachvogels erhoben. Bis auf 1986 handelte es sich jeweils um den gleichen Bearbeiter (H. Schwaiger).

1.3.3 Tagfalter

Untersuchungen zu Tagfaltern erfolgen seit 1989. Dabei wurden alle für Tagfalter besonders relevanten Flächen (vorwiegend Streuwiesenreste und ehemalige Torfstiche) berücksichtigt. Allerdings wurden nicht alle Flächen in allen Jahren bearbeitet.

Die untersuchten Flächen wurden in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen bei sonnigen, windstillen Verhältnissen mehrfach begangen. Insbeson-

dere bei den niedermoor typischen Arten mit regional, landes-, bundes- oder europaweit hoher Schutzpriorität wurde eine Erfassung zur Hauptflugzeit angestrebt. Der Kartierungszeitraum erstreckte sich i. d. R. von Mai bis August, um den unterschiedlichen Flugzeiten der Arten Rechnung zu tragen. Die Begehungsdauer je Probefläche betrug, in Abhängigkeit von Größe und Struktur, ca. 0,5 bis 0,75 Stunden, im Einzelfall allerdings auch weniger. Die Flächen wurden dabei jeweils in Schleifen abgegangen.

Die Artansprache erfolgte anhand der Imagines (Falter) über Sichtbeobachtung oder nach Kescherfang mit folgender genauere Artbestimmung. Eine gezielte Suche nach Präimaginalstadien konnte bisher nur in wenigen Einzelfällen erfolgen. Bei den Begehungen wurde jeweils die beobachtete Anzahl der Falter je Art registriert (halbquantitative Erfassung).

1.3.4 Heuschrecken

Die Probeflächen entsprechen weitestgehend denen der Tagfaltererhebungen. In Abhängigkeit von der Untersuchungsintensität und der Zielsetzung (teilweise gezielte Suche bestimmter Arten) in den einzelnen Jahren erfolgten auf den einzelnen Probeflächen im Regelfall mindestens zwei Begehungen, teilweise auch mehr (v. a. bei gleichzeitigen Erhebungen zur Tagfalterfauna). Die Erhebungen erfolgten bei geeigneten Wetterbedingungen zwischen Mai/Juni und September. Die Verweildauer auf den untersuchten Flächen betrug in Abhängigkeit von deren Größe und Struktur ca. 0,5 bis 1 Stunde, wobei die Flächen i. d. R. in Schleifen abgegangen wurden. Die Bestandsaufnahmen erfolgten im Regelfall halbquantitativ (Erfassung der Zahl der beobachteten Individuen).

Zur Ansprache der Arten wurden Standardmethoden eingesetzt. Vorwiegend wurde die Verhörmethode (Artansprache anhand der artspezifischen Gesänge) angewandt, wobei 2000 auch ein Ultraschalldetektor eingesetzt wurde. Ergänzend dazu erfolgten Sichtbeobachtungen sitzender oder wegspringender Tiere sowie im Einzelfall gezielte Kescherfänge.

2. Darstellung und Diskussion ausgewählter Ergebnisse

2.1 Vegetation und Flora

Die tiefstgreifenden Veränderungen der Vegetation des Freisinger Moores ereigneten sich weit vor dem Beginn systematischer Untersuchungen. Die durch die Begradigung der Moosach möglich gewordene Kultivierung des Moores durch Entwässerung war mit dem großflächigen Verlust niedermoor typischer Lebensräume und zahlreicher daran gebundener Pflanzenarten verbunden (vgl. auch HAASE & SÖHMISCH 1989).

Doch auch in jüngster Zeit sind mehr oder weniger deutlich erkennbare Veränderungen der Vegetation feststellbar, die auch über die durchgeführten Unter-

suchungen im Rahmen der Dauerbeobachtung belegt werden können. Die nachfolgenden Aussagen stützen sich im wesentlichen auf die Ergebnisse von SCHWAIGER et al. (1999) und BECKMANN et al. (2000). Weitergehende Analysen konnten bisher nicht erfolgen.

Insgesamt lassen sich für den Zeitraum zwischen 1987/1989 und 1999/2000 die folgenden, auf verschiedenen Flächen des Freisinger Moores teilweise gegenläufigen Entwicklungstendenzen feststellen. Ein Teil der seit 1989 feststellbaren Veränderungen der Vegetationsstruktur auf verschiedenen Flächen lässt sich dabei problemlos mit einschneidenden Veränderungen der Nutzung bzw. Pflege erklären.

So ist die Ausbreitung von Gehölzen (z. B. Faulbaum, *Frangula alnus*, oder verschiedene Weiden, *Salix spec.*) und in vielen Fällen auch von Schilf (*Phragmites australis*) und/oder Hochstauden und Großseggen meist auf eine Aufgabe der Nutzung oder Pflege zurückzuführen. Auch die lokal zu beobachtende stärkere Ausbreitung der Goldrute (*Solidago gigantea*) ist auf nutzungsbedingte Einschleppung und in der Folgezeit stattfindender Begünstigung der Ausbreitung durch Nutzungsaufgabe zurückzuführen. Auf von Gehölzen freigestellten Flächen kann sich die Goldrute teilweise rasch etablieren, wenn sie nicht durch konsequente Folgepflege zurückgedrängt wird. Lokal bereitet auch der durch Imker eingebrachte Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) Probleme. Weitere ausbreitungsstarke, aus naturschutzfachlicher Sicht problematische Neophyten (v. a. *Impatiens glandulifera*, *Polygonum cuspidatum/sachalinense*) spielen derzeit dagegen (noch) kaum eine Rolle im Freisinger Moos.

Derartige Veränderungen sind auch anhand einiger Dauerbeobachtungsflächen zu belegen, bei denen die Dauerquadrate innerhalb der nun dichteren Bestände teilweise nicht mehr aufzufinden sind. Der Bestandsumbau erfolgte in einigen Fällen innerhalb weniger Jahre.

Die auf mehreren Streuwiesenflächen zu beobachtende Ausbreitung von Hochstauden (z. B. Mädesüß, *Filipendula ulmaria* oder Wasser-Dost, *Eupatorium cannabinum*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*), auf einigen Flächen auch Schilf (*Phragmites australis*) ist teilweise auf das Ausbleiben einer regelmäßigen Mahd zurückzuführen und kennzeichnet frühe Brachestadien. Gelegentlich dürfte dafür auch eine zwar regelmäßige aber späte Mahd (Ende September/Okttober) verantwortlich sein. Auf einzelnen Flächen erfolgt dies jedoch auch gezielt. So konnte im Bereich des Naturdenkmals eine Zunahme des Schwalbenwurz-Enzians (*Gentiana asclepiadea*) und des Duft-Lauchs (*Allium suaveolens*) erreicht werden. Inwieweit auf einzelnen Flächen möglicherweise auch Veränderungen von Standortbedingungen zu dieser Entwicklung beitragen, konnte anhand der

vorliegenden Daten bisher nicht schlüssig geklärt werden.

Der Grund für die lokal beobachtete Zunahme einiger streuwiesentypischer Arten wie Hirsen-Segge (*Carex panicea*) oder Färber-Scharte (*Serratula tinctoria*) ist primär in der Wiederaufnahme einer regelmäßigen Pflege zu sehen.

Auf einigen untersuchten Flächen (v. a. Streuwiesen) konnten anhand der Dauerbeobachtungsflächen keine deutlich erkennbaren Veränderungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung oder der Vegetationsstruktur festgestellt werden. Ausschlaggebend hierfür ist die kontinuierlich durchgeführte Pflege bei nicht oder nur wenig veränderten Standortbedingungen.

Im Bereich von Wirtschaftswiesen erfolgte bisher keine Anlage von Dauerbeobachtungsflächen, so dass die auf verschiedenen Flächen offensichtlichen Veränderungen nicht über Vergleichsdaten belegbar sind. Die zunehmende Lückigkeit der Bestände mit Ausbreitung bestimmter Arten (vgl. Kap. 2.2) ist hier auf langjährige Bewirtschaftung nach den Vorgaben des Vertragsnaturschutzprogramms und den damit verbundenen Düngeverzicht zurückzuführen.

Dauerhafte oder auch nur vorübergehende Vegetationsänderungen ergeben sich teilweise auch durch Einzelmaßnahmen, deren Durchführung nur teilweise bekannt oder nachvollziehbar ist. So erfolgten z. B. auf einzelnen Flächen wissenschaftliche Untersuchungen zur Ausbringung von Teufels-Abbiß (*Succisa pratensis*), die während der Versuche immerhin durch entsprechende Kennzeichnung deutlich wurde. Ob das Vorkommen der Moor-Segge (*Carex buxbaumii*) ebenfalls auf eine gezielte Ausbringung zurückzuführen ist oder die Art zuvor nur übersehen wurde ist dagegen unklar. Die Moor-Segge wurde bei BÜRO HAASE & SÖHMISCH (1989) als im Freisinger Moos verschollen eingestuft, konnte jedoch später auf einer Fläche über mehrere Jahre hinweg bis mindestens 1998 nachgewiesen werden.

2.2 Wiesenbrütende Vogelarten

Bis auf Bekassine und Braunkehlchen, die vorrangig in ehemaligen Torfstichen und neuangelegten Feuchtwiesen brüteten, stellen für wiesenbrütende Vogelarten die Wirtschaftswiesen den bevorzugten Lebensraum dar. Ein großer Teil der vom Großen Brachvogel besiedelten Wiesen steht unter Verträgen des Vertragsnaturschutzprogramms. Bei einem Teil der Flächen ist dies bereits seit 1983 der Fall (damals noch Wiesenbrüterprogramm). Diese Parzellen zeigen inzwischen deutliche Aushagerungserscheinungen und haben eine für den Großen Brachvogel und andere Wiesenbrüter günstige, relativ lückige und eher niedrige Vegetationsstruktur erreicht.

Darüber hinaus werden vom Großen Brachvogel auch die vorhandenen Äcker für die Nahrungssuche und gelegentlich auch als Brutplatz genutzt.

2.2.1 Großer Brachvogel

Der Bestand des Großen Brachvogels im Freisinger Moos war von 1992 bis 1999 ausgesprochen stabil (Abb. 1 u. Tab. 1) und schwankte nur zwischen 11 und 13 Brutpaaren. Die deutlich niedrigeren Zahlen von 1980 und 1986 dürften vermutlich auf eine Unterschätzung des tatsächlichen Bestandes aufgrund geringerer Untersuchungsintensität und Gebietskenntnis zurückzuführen sein.

Der sehr gute Bruterfolg von 1998 (siehe unten) führte vermutlich zu einer 2000 beobachteten Bestandszunahme, die auf die Ansiedlung im Gebiet aufgewachsener Jungvögel zurückzuführen sein dürfte (Brachvögel brüten zumeist erst im zweiten Lebensjahr). Darauf deuten auch Ansiedlungen außerhalb der bisherigen Reviere hin. 2001 gingen die Zahlen wieder leicht zurück. Mit ebenfalls 13 Brutpaaren 2002 scheint sich der Bestand allerdings auf einem etwas höheren Niveau stabilisiert zu haben.

Im Gegensatz zum gesamt-bayerischen Bestand, der von 1980 bis 1998 um etwa 40% abnahm (SCHWAI-GER & BURBACH 2000) ist die Population stabil und zeigt derzeit als eines der wenigen Gebiete in Bayern einen zunehmenden Trend.

Auch der Bruterfolg des Großen Brachvogels, der seit 1992 regelmäßig erfasst wird, erreicht relativ günstige Werte (siehe Abb. 1, rechte Achse). 1998 wurden pro Brutpaar im Schnitt 1,75 Jungvögel flügge, ins-

gesamt waren es 21. Ähnliche hohe Werte wurden in Bayern bisher nur äußerst selten beobachtet.

Auffallend ist zumindest in einigen Jahren die sehr hohe Überlebensrate der Jungvögel vom Kükenstadium bis zum Flüggewerden. So wurden 2002 von 17 insgesamt (zumeist im Kükenstadium) beobachteten Jungvögeln 14 (82%) flügge, was ebenso wie die Höhe des durchschnittlichen Bruterfolgs für die relativ günstigen Bedingungen im Gebiet spricht.

Der Bruterfolg des Großen Brachvogels erreichte von 1992 bis 2002 im Durchschnitt einen Wert von 0,44 flüggen Jungvögeln pro Brutpaar. In den letzten 5 Jahren wurde sogar ein Wert von 0,74 erreicht, was auch beim Bruterfolg einen positiven Trend erkennen lässt. Damit zählt das Freisinger Moos zu den wenigen Wiesenbrütergebieten in Bayern, die einen Bruterfolg erreichen, der für die Bestandserhaltung ausreichend sein dürfte (vgl. zur Höhe des für die Bestandserhaltung notwendigen Bruterfolgs: KIPP 1999, GRANT et al. 1999).

Als Gründe für diese Entwicklung ist eine relativ großflächige Aushagerung von Wiesen durch Naturschutzprogramme und der nach wie vor hohe Grünlandanteil zu nennen. Allerdings ist derzeit noch unklar, weshalb die Überlebensrate der Jungvögel deutlich höher als in anderen Gebieten liegt.

2.2.2 Bekassine

Die Bekassine, die noch 1980 mit 7 Brutpaaren, zum Teil sogar in Wirtschaftswiesen nahe Freising, vor-

Abbildung 1
Entwicklung des Bestandes des Großen Brachvogels im Freisinger Moos von 1980 bis 2002

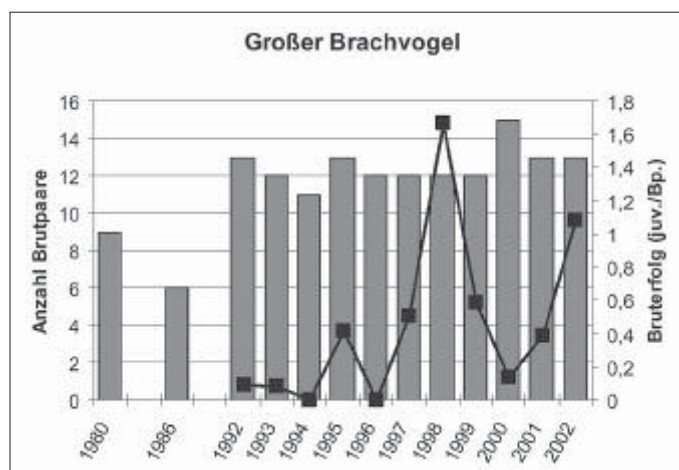


Tabelle 1

Entwicklung des Bestandes wiesenbrütender Vogelarten im Freisinger Moos seit 1980 (jeweils in Brutpaaren, Wachtelkönig: rufende Männchen) (Quellen: RANFTL 1981, FRANZ & KAMRAD-SCHMIDT 1986, SCHWAI-GER 2002)

Art	1980	1986	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Großer Brachvogel	9	6	13	12	11	13	12	12	12	12	15	13	13
Bekassine	7	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Wachtelkönig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0
Wiesenpieper	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Braunkehlchen	0	3	0	0	1	2	1	2	3	2	0	0	0
Grauammer	7	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0

kam, verschwand gegen Ende der 80er Jahre. Die Ursachen sind im Trockenerwerden des Gebietes und der Aufforstung von Brutplätzen zu suchen. In den letzten Jahren erfolgten nur mehr unregelmäßige Bruten, vorrangig in angelegten Feuchtstellen. Für eine dauerhafte Ansiedlung sind vermutlich derzeit zu wenige dauerhaft bodenfeuchte und gleichzeitig zumindest halboffene Flächen vorhanden.

2.2.3 Wachtelkönig

Erstmals seit den 70er Jahren konnten 2000 wieder drei rufende Männchen des Wachtelkönigs festgestellt werden. Allerdings ist bei der versteckten Lebensweise der Art nicht völlig auszuschließen, dass in den Vorjahren einzelne Tiere vorhanden waren.

2001 waren es sogar vier rufende Männchen. Ähnliche Neuansiedlungen erfolgten 2000 und 2001 auch in vielen anderen Gebieten Bayerns (u.a. Donau-moos, Ampertal, Unteres Isartal).

2.2.4 Braunkehlchen

Beim Braunkehlchen erfolgte 1994 eine Wiederansiedlung, nachdem seit 1986 keine Bruten mehr beobachtet wurden. Allerdings konnte sich die Art nicht dauerhaft halten und war 2000 nicht mehr als Brutvogel nachzuweisen. Die Hauptursache für das Scheitern der Wiederansiedlung dürften hohe Gelegetverluste durch Ausmähen gewesen sein. Die Gelege erfolgten vor allem in Mähwiesen, zumeist in der Nachbarschaft zu neu angelegten Feuchtflächen.

2.2.5 Wiesenpieper

Der Wiesenpieper konnte im Bearbeitungszeitraum nur 1980 als Brutvogel nachgewiesen werden. Vermutlich wird das Vorkommen dieser Art durch das Fehlen feuchter und offener Grünlandflächen bedingt. Der Wiesenpieper ist hinsichtlich der Bodenfeuchte etwas anspruchsvoller als z.B. der Große Brachvogel.

2.2.6 Grauammer

Bei der Grauammer, die eine ähnliche Entwicklung wie die Bekassine zeigt, liegen die Rückgangsursachen sicher nicht allein im Gebiet begründet. Die Bestände dieser Art sind im Untersuchungszeitraum in weiten Bereichen des Verbreitungsgebietes drastisch eingebrochen. (vgl. HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Als Gründe werden großflächige Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung (v.a. zunehmender Anbau von Wintergetreide und Verlust von Stoppelfeldern), aber auch Klimaveränderungen diskutiert.

2.3 Tagfalter

2.3.1 Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*)

Das Wald-Wiesenvögelchen konnte während der gesamten Untersuchungsperiode nur in den Flächen 4, 5, 7, 8 (1 Individuum), 9, 12 und 24 beobachtet werden. Alle Flächen entsprechen dem typischen Habitatschema der Art: Halboffene, zum Teil verbuschte Streuwiesen oder zumindest an Weidenbüsche angrenzende Flächen (Probefläche 9).

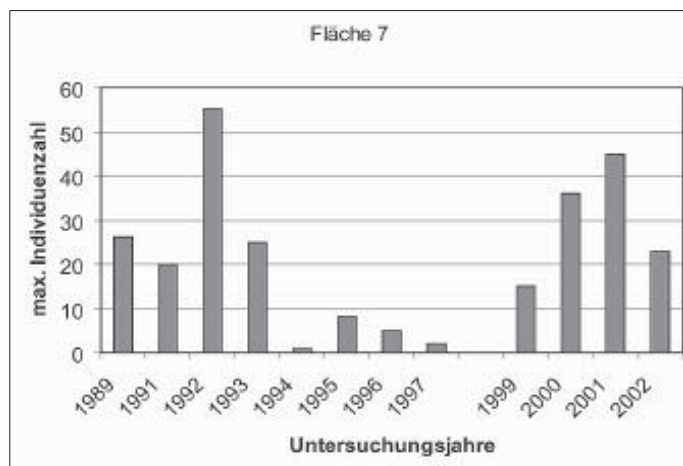


Abbildung 2
Bestandentwicklung des Wald-Wiesenvögelchens (*Coenonympha hero*)

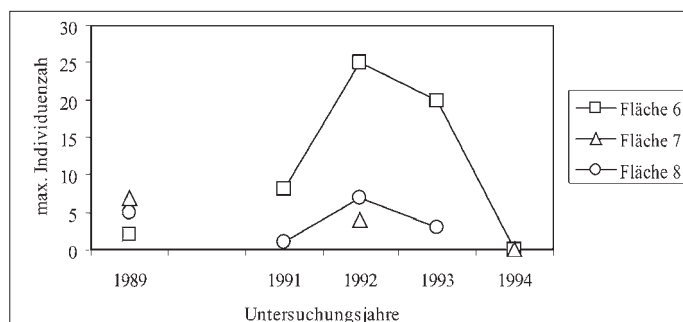


Abbildung 3
Bestandentwicklung des Baldrian-Scheckenfalters (*Melitaea diamina*)

Von 1989 bis 1993 war insgesamt eine leichte Zunahme (Maximum 1992) zu beobachten, die möglicherweise auf einer Wiederaufnahme einer vorsichtigen Mahd von Teilflächen beruht, doch auch allein durch natürliche Schwankungen der Population erklärbar ist. Die Individuenzahl war dabei bis auf Fläche 7 (s. Abb.2) jeweils sehr gering.

1993 wurde die Population durch ein Hagelunwetter am 27.5. (siehe *Melitaea diamina*) während der Hauptflugzeit fast vollständig vernichtet; danach waren 1993 keine Individuen mehr zu beobachten. 1994 konnte bei kursorischen Kontrollen nur in Fläche 7 ein Individuum festgestellt werden. 1995 waren es in dieser Fläche wieder 8. Bis 1997 stagnierte die Population auf niedrigem Niveau. Von 1999 bis 2001 erholte sich der Bestand wieder auf maximal 45 Individuen. Die niedrigere Zahl von 2002 ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass bei nur zwei Begehungen der phänologische Höhepunkt nicht exakt erfasst wurde.

Auf Fläche 24 gelang erst wieder 1999 eine Beobachtung. In Fläche 9 konnten von 2000 bis 2002 jeweils nur wenige Exemplare beobachtet werden. Dies dürfte durch die vorsichtige Entbuschung von angrenzenden Weidengebüschen 1999 gefördert worden sein.

Auf den Flächen 4, 5, 8 und 12 konnten seit dem Hagelschlag von 1993 keine Wald-Wiesenvögelchen mehr festgestellt werden. Allerdings wurde dies sicher auch durch die Vegetationsentwicklung von 4 (fast völlige Verbuschung, erst 2001 wieder Entbuschung) und 5 (Verbrachung bis 1998) mit verursacht.

2.3.2 Baldrian-Scheckenfalter (*Melitaea diamina*)

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der Erfassungen aus den Jahren 1989 und 1991 bis 1994 exemplarisch für die Flächen 6, 7 und 8 dar. Bei der Interpretation der Abbildung ist zu beachten, dass die Art 1991 wahrscheinlich nicht zum phänologisch optimalen Zeitpunkt erfasst wurde. Berücksichtigt man dies, ist von gleichbleibenden bis steigende Individuenzahlen auf allen untersuchten Flächen, auf denen die Art stetig nachgewiesen werden konnte (Flächen 5, 6, 8), bis 1992 auszugehen. Offensichtlich hat sich die zwischenzeitlich auf allen drei Flächen aufgenommene Pflegemahd für diese Art zumindest nicht negativ ausgewirkt.

Eine Ursache für die offensichtlich positive Bestandsentwicklung könnten die durch die Mahd hervorgerufenen, für die Art förderlichen Vegetationsveränderungen (Reduzierung der Vegetationshöhe und -dichte und damit verbessertes Mikroklima, Ausbreitung der Futterpflanze) sein. Bis auf Fläche 6 sind die Veränderungen aber sehr gering, so dass auch die natürliche Populationsentwicklung für diese Entwicklung verantwortlich sein könnte, z.B. ausgelöst durch die Witterungsbedingungen in den Vorjahren oder aufgrund der Erholung der Population nach einer Phase

erhöhter Parasitierung der Raupen, wie dies beispielsweise für die verwandten Arten *Euphydryas aurinia* und *Melitaea cinxia* nachgewiesen ist (FORD & FORD 1930; SETTELE et al. 2000: 113).

Bei Fläche 6 fällt die Bestandsentwicklung besonders positiv aus, insbesondere von 1991 bis 1992. Eine mögliche Erklärung liegt in der besonderen Mahd dieser Fläche 1991. Ursprünglich war geplant, die Hälfte der Fläche im Sommer und die zweite Hälfte im Herbst zu mähen. Aufgrund eines Missverständnisses wurde jedoch nahezu die gesamte Fläche bereits im Sommer gemäht. Offensichtlich war dies für die Art eher förderlich. Es deutet auch darauf hin, dass hier nicht nur die oben genannten natürlichen Ursachen für die Populationsdynamik beteiligt gewesen sind. Möglicherweise ist die Art gegenüber einer Mahd im August weniger empfindlich als gegenüber einer Mahd zu einem ungünstigen Zeitpunkt im Winterhalbjahr.

Auf eine gewisse, wenn auch nicht sehr große Empfindlichkeit der Art gegenüber Herbstmahd deuten die bei DOLEK et al. (1999: 136) dargestellten Ergebnisse eines Vergleichs von Streuwiesen mit Moorweiden. Dabei erreichte die Art auf Streuwiesen geringere Stetigkeiten als auf Moorweiden. Allerdings war der Unterschied relativ gering (Stetigkeit von ca. 80 gegenüber 100% bei Moorweiden). Möglich ist aber auch, dass durch die Mahd die Vegetationsstruktur und damit die mikroklimatischen Bedingungen so stark verbessert wurden, dass ein größerer Teil der Raupen bis zur Verpuppung überlebt. Dass die Art auf dieser Fläche eine besonders positive Bestandsentwicklung in Reaktion auf die Mahd zeigt, könnte auch damit zusammenhängen, dass die Futterpflanze auf dieser Fläche besonders häufig vertreten ist, so dass die Veränderung der Vegetationsstruktur sich hier besonders stark auswirken kann.

Fläche 7 weist als einzige Fläche im Zeitraum bis 1992 eine absteigende Bestandentwicklung dieser Art auf. Allerdings wurde diese Fläche nur in einzelnen Jahren zur Flugzeit der Art begangen und der Unterschied zu 1989 ist sehr gering. Eine Möglichkeit für einen Rückgang auf dieser Fläche wäre, dass die Vegetationsentwicklung (Zunahme von Goldrute, starkwüchsigen Pfeifengrasbeständen und Gehölzen) zu einem Habitatverlust für die Art geführt hat. 1991 wurden in diesem ehemaligen Torfstich zwar erstmals kleine Teilflächen gemäht. Ein nennenswerter Einfluss der nur auf kleinen Teilflächen erfolgten Mahd wird aber als unwahrscheinlich eingestuft.

Die tatsächliche Bestandsentwicklung 1993 wird durch die Abbildung nur teilweise wiedergegeben. Die letzte Begehung, bei der diese Art erfasst werden konnte (26.5.1993) lag vermutlich noch vor dem phänologischen Höhepunkt.

Am Abend des 27.5.1993 ging jedoch ein sehr schweres Hagelunwetter über dem Untersuchungsraum nieder, das mit hoher Wahrscheinlichkeit zum

Erlöschen der Art im gesamten Freisinger Moos geführt hat. Fünf Tage nach dem Unwetter konnte auf Fläche 6 zwar noch ein einzelnes Tier beobachtet werden (21 waren es am 26.5.!). Eine gezielte Nachsuche in den darauffolgenden Jahren blieb jedoch ohne Erfolg.

2.3.3 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*)

Es lassen sich drei Gruppen von Flächen mit unterschiedlichen Entwicklungstendenzen unterscheiden. Die erste Gruppe von Flächen zeigt 1989 bis 1993 eine geringe bis mäßige Zunahme (Flächen 5 und 8). Bei diesen Flächen handelt es sich um verbrachte, gering bis mäßig eutrophierte Pfeifengraswiesen, bei denen die Pflegemahd in diesem Zeitraum aufgenommen wurde. Nach diesem Zeitraum nehmen die Zahlen der nachgewiesenen Individuen auf diesen Flächen ab (Fläche 5) oder bleiben langfristig auf niedrigem Niveau konstant (Fläche 8). Fläche 1 zeigt einen langsamen, aber stetigen Abwärtstrend bei den Individuenzahlen von *G. teleius*. Diese Fläche, die neben Pfeifengrasbeständen auch noch Reste von Kleinsiegen- und Kopfbinsenried aufweist, wird bereits seit 1980 vorwiegend vom Bund Naturschutz auf Teilflächen gepflegt (Mahd zumeist erst ab Oktober).

Die Individuenzahlen auf Flächen 9 und 11 zeigen dagegen sehr schwankende und uneinheitliche Entwicklungen. Nach einem Anstieg 1991 fallen auf beiden Flächen die Individuenzahlen wieder deutlich ab. Ursache für den Einbruch ist bei Fläche 9 in der

Mulchmahd der Fläche zu vermuten. Eine Erklärung für den Einbruch auf Fläche 11 konnte nicht gefunden werden. Denkbar wäre prinzipiell eine Übernutzung der Wirtsameise durch die Art (vgl. STETTMER et al. 2001b: 371). Der Einfluss der Witterung wird als gering eingestuft, da auf den Untersuchungsflächen 5 und 8 eine entgegengesetzte Bestandsentwicklung zu beobachten war (vgl. Abb. 4 im Vergleich zu Abb. 5). 1993 steigt die Individuenzahl auf beiden Flächen wieder auf den Wert von 1992, um dann allerdings auf Fläche 11 1994 erneut drastisch abzunehmen. Auch hier lässt sich die Abnahme wiederum mit einer Mulchmahd im vorangegangenen Herbst in Beziehung setzen.

Lässt man die Jahre 1996 bis 1998 außer Acht, weil in diesen Jahren nicht beide Flächen begangen wurden, zeigen beide Flächen eine negative Entwicklung bei den nachgewiesenen Individuenzahlen, der allerdings bei Fläche 11 sehr viel drastischer ausfällt. Da beide Flächen an den gleichen Tagen begangen wurden, ist ein Einfluss der Phänologie als unwahrscheinlich anzusehen. Eine mögliche Erklärung ist in der Vegetationsentwicklung auf Fläche 11 zu suchen. Auf dieser Fläche hat sich Schilf relativ stark ausgebreitet, so dass auch die Habitateignung der Fläche für die Art gelitten haben könnte. Auf Fläche 9 konnte die Art 1999 nur in sehr geringen Individuendichten nachgewiesen werden, was sehr wahrscheinlich auf eine Mahd dieser Fläche im Juli des Vorjahres zurückzuführen ist.

Abbildung 4
Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche teleius* (Flächen 1, 9, 11)

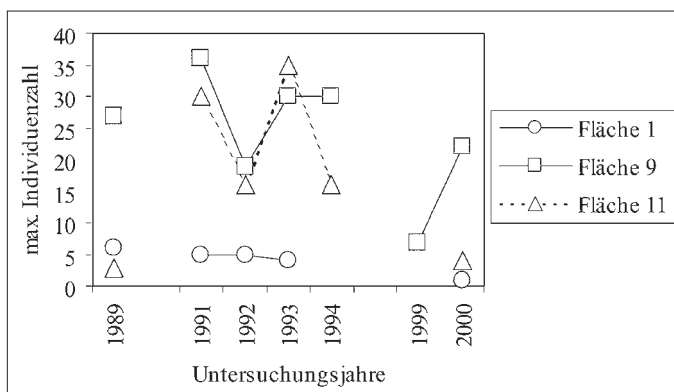
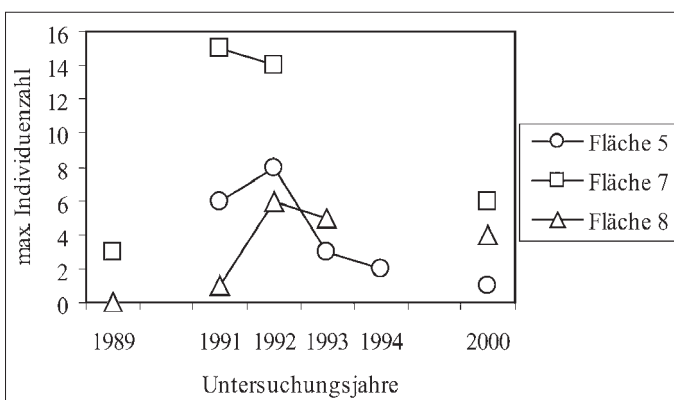


Abbildung 5
Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche teleius* (Flächen 5, 7, 8)



Die Art zeigt insgesamt einen negativen Bestandstrend, der auf den Flächen 5 und 11 besonders drastisch ausfällt. Am günstigsten stellt sich die Situation derzeit noch auf Fläche 9 dar. Die Ursachen für den Rückgang sind offenbar vielfältig. Auf Fläche 1 kommen eigentlich nur der Rückgang der Futterpflanze oder der Wirts-Ameise als Erklärung in Frage. Dagegen dürften auf den Flächen 9 und 11 die zwischenzeitlich erfolgte Mulchmahd bzw. die Sommermahd für die Bestandseinbrüche 1992, 1994 und 1999 zumindest mitverantwortlich sein (vgl. z.B. STETTMER et al. 2001 für den Einfluss der Sommermahd). Auf Fläche 11 dürfte die für diese Art negative, zunehmende Verschilfung für den langfristigen Bestandstrend eine Rolle spielen. Ebenfalls die Vegetationsentwicklung, verursacht durch zeitweise nur alle paar Jahre erfolgte Mahd bzw. zwischenzeitlich erfolgte Mulchmahd, muss für den Rückgang auf den Flächen 5 und 7 verantwortlich gemacht werden (ib.). Die Ursachen für den Rückgang auf Fläche 8 sind unklar. Mögliche Ursachen wären auch hier die Abnahme der Futterpflanze *Sanguisorba officinalis*. Eine verfrühte Mahd kommt als Ursache nicht in Frage, da die Fläche im Zeitraum zwischen 1998 bis 2000 nicht im Sommer gemäht wurde.

2.3.4 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*)

In der Gesamtschau lassen sich 2 Gruppen mit langfristig unterschiedlichen Entwicklungstendenzen ab-

trennen. Die Flächen 1, 8, 9 und 11 zeigen langfristig gleichbleibende oder steigende Individuenzahlen von *G. nausithous* (vgl. Abb. 7 für die Flächen 9 und 11). Diese Flächen werden schon relativ lang und auch relativ regelmäßig gemäht. Es sind sowohl Flächen mit Resten von Kleinseggenrieden als auch reine, allerdings zum Teil eutrophierte Pfeifengraswiesen vertreten. Die Mahd erfolgt in aller Regel im Herbst, wobei meist relativ große Teilflächen gemäht werden.

Die Individuenzahlen auf den Flächen 5, 7 und 23 weisen dagegen langfristig abnehmende Tendenz auf (vgl. Abb. 6). Die Flächen 5 und 23 wurden zeitweise nur unregelmäßig gemäht, so dass sich Hochstauden stark ausbreiten konnten. Die Reproduktionshabitate der Art auf Fläche 7 wurden zwischenzeitlich für Mahdexperimente mit Mulchmahd herangezogen, die zu einer erheblichen Auteutrophierung und der Ausbreitung von nährstoffliebenden Hochstauden geführt hat. Auf den Flächen 5 und 7 wird zwar inzwischen wieder eine regelmäßige Herbstmahd durchgeführt, die aber noch nicht zu einer vollständigen Wiederherstellung des früheren Zustandes geführt hat.

Nach den Graphiken zu urteilen sind die Gründe für die langfristigen Bestandstrends in den Jahren 1993 bis 1999 zu suchen. Die Bestandsentwicklungen in den Jahren 1989 bis 1993 sind sehr uneinheitlich und lassen sich nicht mit dem Pflegeregime korrelieren.

Abbildung 6
Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche nausithous* (Flächen 5, 7, 23)

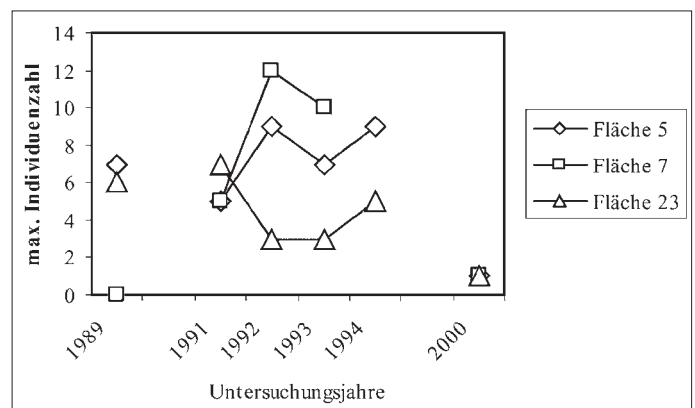
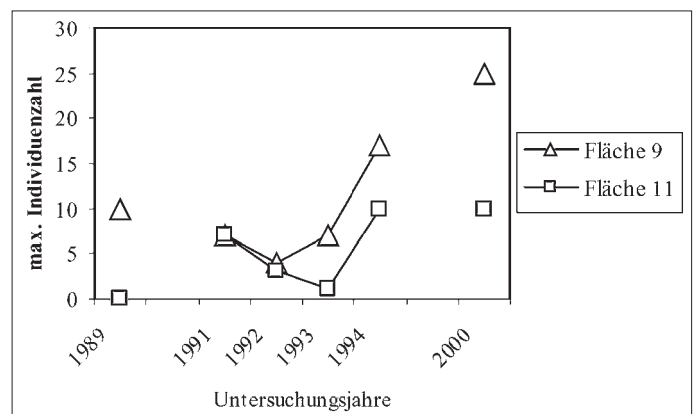


Abbildung 7
Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche nausithous* (Flächen 9, 11)



Die Erklärung der Entwicklungstrends bei *G. nau-sithous* fällt deutlich schwerer als bei der Schwesterart, zumal die Art keinen einheitlichen Entwicklungstrend zeigt. Am plausibelsten erscheint auf den Flächen 5, 7 und 23 die Erklärung, dass durch die unregelmäßige Mahd bzw. durch die Mulchmahd auf Teilen von Fläche 7 die Vegetationsentwicklung zu einer negativen Habitatentwicklung für die Art geführt hat, sei es durch Verschwinden der Futterpflanze oder durch Verdrängen der Wirtsameise. Bezüglich Fläche 1 kann auf die Erklärung bei *G. teleius* verwiesen werden (Rückgang der Futterpflanze). Auf Fläche 9 könnten größere ungemähte Teilflächen als in den Jahren 1991 und 1992 eine positive Bestandsentwicklung gefördert haben. Dagegen hat die Sommermahd 1998 im Jahr 1999 zu einem vorübergehenden Bestandseinbruch geführt.

2.3.5 Ausgewählte weitere Arten

Blaukernauge (*Minois dryas*)

In den Jahren 1989 bis 1995 sind die Entwicklungstendenzen bei *M. dryas* sehr uneinheitlich. Zum Teil konnten direkt gegenläufige Tendenzen beobachtet werden, zum Beispiel von Fläche 1 und 11 im Vergleich zu Fläche 7 in den Jahren 1991 bis 1993. Ein dominanter Einfluss des Erfassungszeitpunktes kann aus diesem Grund sowie aufgrund der Lage und Dichte der Begehungstermine in diesen Jahren ausgeschlossen werden. Eine Korrelation zu bestimmten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen (z.B. Entbuschung) kann auf der Basis der vorliegenden, nicht systematischen Aufzeichnungen zu den Pflegemaß-

nahmen nicht hergestellt werden. Eine Sommermahd wurde nach Kenntnis der Verfasser auf keiner der Flächen in diesem Zeitraum durchgeführt.

Dagegen zeigt sich in den Jahren 1998 bis 2000 ein einheitlich steigender Trend bei den Individuenzahlen auf allen Flächen, was auf natürliche Einflussfaktoren hinweist, die überall gleichermaßen wirken. Die Zahl der nachgewiesenen Individuen aus diesem Zeitraum sind allerdings durchweg niedriger als die höchsten Individuenzahlen aus den Jahren 1989 bis 1995.

Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*)

Im Zeitraum von 1989 bis 1991 zeigt der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) im wesentlichen eine gleichbleibende Tendenz. Die geringfügigen Veränderungen lassen sich nicht mit bestimmten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen korrelieren. Abweichend davon zeigen die Flächen 6 und 8 einen starken Anstieg der Individuenzahlen (Verfünf- bzw. Vervierfachung). Methodische Einflussfaktoren, d. h. eine Erfassung der Art auf diesen Flächen vor dem phänologisch günstigsten Zeitpunkt (die Flächen wurden 1989 drei bzw. fünf Tage vor dem Begehungstermin mit den höchsten Zahlen nachgewiesener Individuen begangen), können dafür nur teilweise verantwortlich sein, da dies auch für die Flächen 2 und 22 zutrifft, die keine solche, vom allgemeinen Trend abweichende Entwicklung zeigen. Eine Erklärung könnte sein, dass auf diesen Flächen in diesem Zeitraum erstmals die Pflegemahd auf Teil-

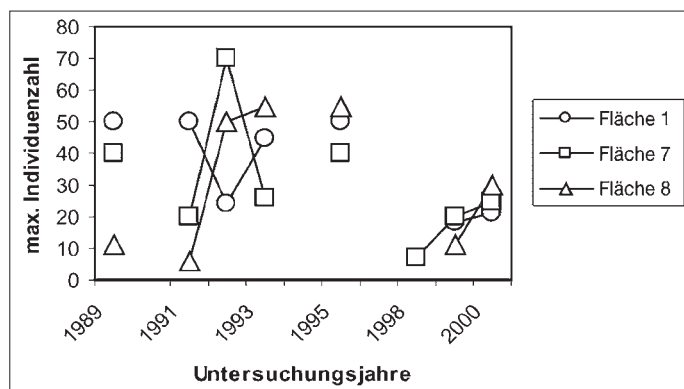


Abbildung 8
Bestandsentwicklung von *Minois dryas* (Flächen 1, 7, 8)

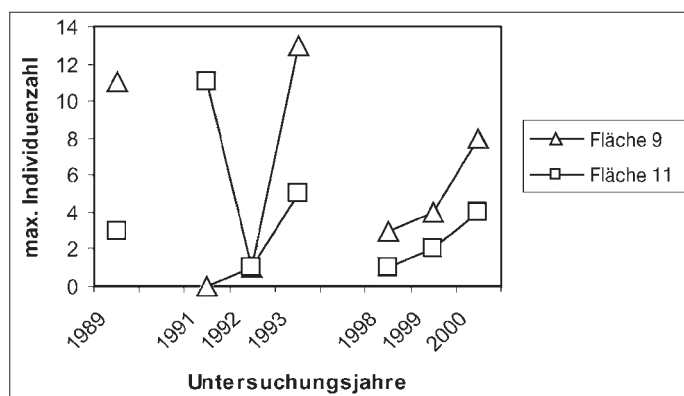


Abbildung 9
Bestandsentwicklung von *Minois dryas* (Flächen 9, 11)

flächen aufgenommen wurde, was sich möglicherweise positiv auf die Bestandsentwicklung ausgewirkt hat.

Bezüglich der Entwicklung im Zeitraum 1991 bis 1992 lassen sich zwei Gruppen unterscheiden. Auf den Flächen 2, 5, 7, 8 und 22 nahmen die Zahlen nachgewiesener Individuen in diesem Zeitraum zu und zwar besonders stark auf den Flächen 2 und 5. Hierbei handelt es sich um Flächen, die in diesem Zeitraum auf Teilflächen gemäht wurden. Auf den Flächen 6, 9 und 10 nahm dagegen die Zahl der Individuen ab und zwar besonders stark auf Fläche 6. Zumindest die Flächen 6 und 9 wurden praktisch vollständig gemäht, Fläche 6 vollständig im Sommer.

Von 1992 auf 1993 nehmen die Individuenzahlen auf fast allen Flächen drastisch ab. Einzige Ausnahme ist Fläche 22, die einen deutlichen Anstieg verzeichnet. Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass Fläche 22 Fläche 6 unmittelbar benachbart liegt. Rechnet man die Individuenzahlen der beiden Flächen für die Jahre 1992 und 1993 zusammen, so ergibt sich insgesamt ein Rückgang (1992: 40; 1993: 26). Drei Erklärungen bieten sich für diese praktisch auf allen Flächen gleichgerichtete Entwicklung an. Ein witterungsbedingter Rückgang ist eher unwahrscheinlich, da die Klimadaten des deutschen Wetter-

dienstes für die Flugzeit der Art 1992 keine ungewöhnlich ungünstigen Bedingungen erkennen lassen. Ein zweiter möglicher Grund könnte darin liegen, dass die Art nicht zum optimalen Zeitpunkt erfasst wurde. Der dritte Grund könnte die zunehmende Mahd der Pfeifengraswiesen sein. Auf einigen der Flächen wurde tatsächlich ein relativ großer Anteil gemäht, allerdings nicht auf allen Flächen. Zudem wurde gerade auf Fläche 22, die einen Anstieg zeigte, eine Sommermahd auf einer großen Teilfläche durchgeführt.

Das Hagelunwetter am 27.5.1993 dürfte auch an dieser Art nicht spurlos vorüber gegangen sein. Allerdings gibt es aus den Folgejahren nur vereinzelte Daten, so dass diese Vermutung nicht belegbar ist. Die wenigen Daten aus den Jahren 1995 und 1997 legen eine Stagnation der Individuenzahlen nahe, was auch durch die Daten von 1999 bestätigt wird¹.

Von 1999 nach 2000 ist der Trend wieder uneinheitlicher: 3 Flächen (5, 6 und 9) weisen eine Stagnation auf niedrigem Niveau bei den Individuenzahlen auf, auf den Flächen 7 und 8 steigen sie stark an, auf Fläche 10 fallen sie deutlich ab. Fläche 7 wurde zunächst im Herbst 1996 auf relativ großen Teilflächen entbuscht und im Winterhalbjahr 1999/2000 erneut auf einer kleineren Teilfläche. Die freigestellten Flächen zeigen eine positive Vegetationsentwicklung, so

Abbildung 10
Bestandsentwicklung von *Erebia medusa*

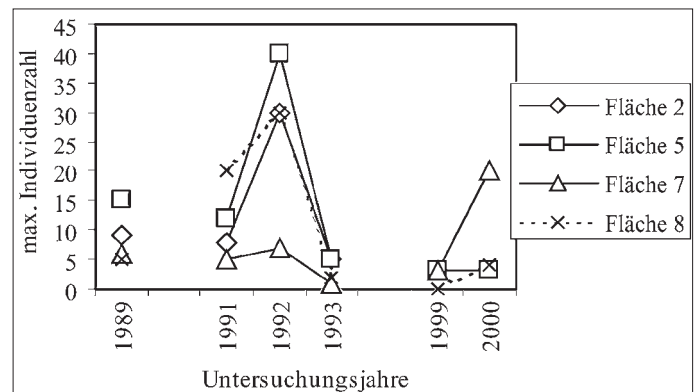
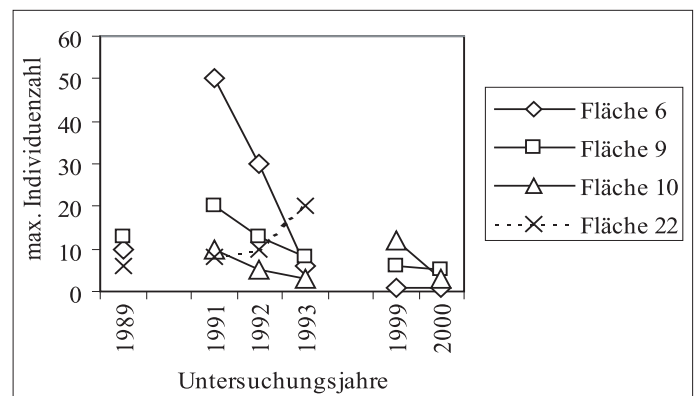


Abbildung 11
Bestandsentwicklung von *Erebia medusa*
(Flächen 6, 9, 10 und 22)



¹ Zumindest für das Jahr 1995 kann ein methodischer Einfluss weitgehend ausgeschlossen werden, da durch ein Vergleichstransect in den benachbarten Isarauen belegt ist, dass der phänologische Höhepunkt zwischen Anfang Juni und Mitte Juni lag (die Flächen wurden am 3.6. begangen).

dass die Habitatfläche sich für *Erebia medusa* auf dieser Fläche wahrscheinlich erhöht hat. Fläche 8 wurde in diesem Zeitraum nur auf Teilflächen gemäht. Auf Fläche 10 wurde eine Teilfläche, die möglicherweise als Reproduktionshabitat von dieser Art genutzt wurde, seit einigen Jahren nicht mehr gemäht, wodurch sich Schilf und Hochstauden dort verstärkt durchsetzen konnten. Diese Entwicklungen könnten eine Erklärung für die unterschiedliche Entwicklung dieser Art auf den Flächen 7 und 8 einerseits und 10 andererseits sein.

WEIDEMANN (1995: 526) nennt als Habitatansprüche für *Erebia medusa* frisches, recht hochwüchsiges, aber mageres Grasland in Gehölznähe mit einer Tendenz zu Säumen, was auf eine gewisse Mahdempfindlichkeit hinweisen könnte. Dies lässt sich allerdings durch die vorliegenden Daten nur teilweise belegen. Zumindest eine flächige Mahd scheint die Populationsdichte jedoch merklich zu reduzieren, worauf der Rückgang der Individuenzahlen auf den Flächen 6 und 9 nach flächiger Mahd 1991 hinweist. Auch der Einfluss von Entbuschungsmaßnahmen lässt sich mit den wenigen vorliegenden Daten nicht abschätzen. Die Entbuschungen auf den Flächen 7 und 22 in den Jahren 1996 und 1999 bzw. 1992 führten nach den vorliegenden Daten zu steigenden Individuenzahlen. Für eine Absicherung dieser Aussagen wären weitere und bezüglich Standortsbedingungen und Vegetationsentwicklung differenziertere Untersuchungen erforderlich.

Übrige niedermoortypische Arten

Als weitere niedermoortypische Arten, die im Freisinger Moos eine relativ weite Verbreitung zeigen, sind der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*), der

Gelbwürfelige Dickkopffalter (*Carterocephalus palaemon*) und der Kleine Würfel-Dickkopffalter (*Pyrgus malvae*) zu nennen. Da die Begehungstermine nicht speziell auf diese Arten ausgerichtet war, sind sie schlechter erfasst. Die vorliegenden Daten deuten jedoch auf gleichbleibende Bestände hin. Lediglich beim Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*) ist auf einzelnen Flächen eine Abnahme erkennbar.

2.4 Heuschrecken

2.4.1 Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*)

Zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1989 lagen Nachweise von vermutlich drei Vorkommen aus dem Untersuchungsraum vor (Flächen 7 und 28 sowie eine weitere, in den Folgejahren nicht untersuchte Fläche). Zwei der Nachweise liegen nur etwa 500 m auseinander, so dass nicht auszuschließen ist, dass es sich um eine einzige Population handelt. Einzeltiere kamen darüber hinaus auf insgesamt 3 umliegenden Flächen vor. In den Folgejahren wurde lediglich die Fläche 7 regelmäßig begangen, Fläche 28 dann auch wieder in den Jahren 1999 und 2000.

Selbst bei den drei Hauptvorkommen handelte es sich offensichtlich nur um kleine Populationen (maximale Zahl nachgewiesener Individuen 1989: Fläche 7 – 6 Individuen; Fläche 27 – 15 Individuen; Fläche ca. 500 m von Fläche 28 entfernt – 9 Individuen). Auf Fläche 7 konnten bereits 1992 trotz gezielter Nachsuche keine Tiere mehr nachgewiesen werden. Auf Fläche 28 scheint der Bestand konstant zu sein. Dort konnten bis 2001 nach wie vor mehr als 10 Tiere beobachtet werden (im Jahr 2002 keine Erhebungen).

Tabelle 2

Bestandsveränderungen von *Metrioptera brachyptera*

Probeflächennummer	1	1	1	1	1	2	2	2	4	4
Untersuchungsjahr	1989	1992	1993	1999	2000	1989	1992	2000	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	IV	III	IV	II	IV	I	II		x	

Probeflächennummer	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7	7
Untersuchungsjahr	1989	1991	1992	1993	2000	1989	1991	1992	1993	1998	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	II	II	I	I		V	III	IV	IV	x	II	II

Probeflächennummer	8	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9
Untersuchungsjahr	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1992	1993	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	V	IV	III	III		II	IV	II	III	x	I

Probeflächennummer	11	11	11	11	11	12	12	12	12	12
Untersuchungsjahr	1989	1991	1992	1999	2000	1989	1991	1992	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	II	I	II				I	I		

I = Einzeltiere; II = 2-5 Tiere; III = 6-10 Tiere; IV = 11-20 Tiere; V = 21-50 Tiere; VI = >50 Tiere;
x = Art über Sichtbeobachtungen nachgewiesen

Die Extinktion der Sumpfschrecke auf Fläche 7 könnte mehrere Ursachen haben. Durch die Eintiefung der Moosach und die Entwässerung mittels Entwässerungsgräben ist der Grundwasserstand im Freisinger Moos sehr stark abgesunken (vgl. Kap. 1.1). Alle nachgewiesenen Restvorkommen liegen in ehemaligen Torfstichen, in denen der Wasserhaushalt den ursprünglichen Bedingungen am nächsten kommt. In trockenen Jahren, insbesondere in trockenen Winterhalbjahren, die auf einen trockenen Sommer folgen, könnten die Eier dieser Art ausgetrocknet sein. Zwei weitere mögliche Ursachen liegen in der zum Zeitpunkt der Extinktion starken Verbuschung und der fortgeschrittenen Verbrachung der Flächen. Für die

Entwicklung der Eier ist eine ausreichende Besonnung der Bodenoberfläche erforderlich, die durch diese beiden Entwicklungen möglicherweise erschwert war (vgl. DETZEL 1998: 393, MALKUS 1997: 6 und MARZELLI 1997: 118). Es kommt auch eine Kombination dieser drei Ursachen in Betracht.

2.4.2 Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*)

Tabelle 2 zeigt die nachgewiesenen Individuenzahlen der Kurzflügeligen Beißschrecke auf ausgewählten Flächen. Die Zahlen sind entweder gleichbleibend oder abnehmend. Eine merkliche Zunahme konnte auf keiner der Flächen beobachtet werden.

Tabelle 3

Nachweise von *Euthystira brachyptera*, *Chrysochraon dispar*, *Conocephalus discolor*, *Chorthippus montanus* und *Omocestus viridulus* auf ausgewählten Flächen im Freisinger Moos

Probeflächennummer	1					2		3				
	1989	1992	1993	1999	2000	1989	1992	1989	1992	1993	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>					I	III	III	II	II	II	x	II
<i>Chrysochraon dispar</i>	IV	IV	VI	III	III	IV	IV	II	IV	IV	V	III
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	V	III	III	III	III	IV	II	IV	IV	III	IV
<i>Chorthippus montanus</i>	V	VI	VI	III	V	IV	IV	V	VI	VI	V	V

Probeflächennummer	5						6				
	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1991	1992	1993	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	III	I	I	II	III		II	I	x	II	II
<i>Chrysochraon dispar</i>	V	V	IV	V	IV	III	IV	V	IV	V	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	*	III	II	IV	III			II		

Probeflächennummer	7						8					
	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1991	1992	1993	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	IV	III	IV	IV	*	IV	V	III*	IV	II	*	IV
<i>Chrysochraon dispar</i>	V	VI	VI	VI	V	IV	V	VI	IV	V	V	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	III	IV	IV	V	V	IV	IV	IV	IV	II	IV
<i>Omocestus viridulus</i>	II						II	I*	IV	III	IV	III

Probeflächennummer	9					10				
	1989	1992	1993	1999	2000	1991	1992	1993	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	IV	II?	V	II	II	x	II	I	II	II
<i>Chrysochraon dispar</i>	VI	V	VI	V	IV	IV	III	V	V	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	VI	III	III	V	IV	I	III	x	I?	IV
<i>Omocestus viridulus</i>	IV	III	III			III	III	IV		I

Probeflächennummer	11						28		
	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	I			x					
<i>Chrysochraon dispar</i>	V	IV	III	V	II	III	III	III	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	III	III	II	*	IV	V	V	V

I = Einzeltiere; II = 2-5 Tiere; III = 6-10 Tiere; IV = 11-20 Tiere; V = 21-50 Tiere; VI = >50 Tiere;
 x = Art über Sichtbeobachtungen nachgewiesen; * = Art nicht oder suboptimal erfasst;
 ? = Art möglicherweise nicht oder nicht optimal erfasst

Besonders deutlich ist die Abnahme dort, wo zumindest zeitweise die gesamte Fläche oder große Teile gemäht wurden. Beispiele dafür sind die Flächen 6, 8 und 9. Die geringe Zahl auf Fläche 7 im Jahr 1991 ist vermutlich methodisch bedingt. Dagegen muss der Gesamttrend als abgesichert gelten, da die Art im Jahr 2000 gezielt mit einem Ultraschalldetektor nachgesucht wurde.

Die zur Kurzflügeligen Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) vorliegenden Ergebnisse (Rückgangstendenzen) lassen sich nur schwer schlüssig interpretieren. Die Art bevorzugt am Boden lichte, aber nicht zu kurzwüchsige Vegetationsformen. Besiedelt werden im feuchten Standortsbereich zum Beispiel nicht zu starkwüchsige Pfeifengraswiesen oder Callunareiche Degradationsstadien von Hochmooren. Offensichtlich findet die Art auf Flächen, die einer regelmäßigen Herbstmahd unterzogen werden, keinen geeigneten Lebensraum mehr vor. Leider liegen zur Mahdempfindlichkeit der Art noch keine systematischen Untersuchungen vor (vgl. INGRISCH & KÖHLER 1998: 335). Die Ergebnisse von DOLEK et al. (1999: 135) sowie die Angaben von BRÄU (2001: 35; in diesem Band – Kap. 2.2, Abschnitt D, Herbstliche Mahd im 2-3jährigen Turnus) deuten aber auf eine Mahdempfindlichkeit hin. Der Einfluss natürlicher Populationsschwankungen wird als gering eingestuft, da die Bestände eine gerichtete Entwicklung zeigen.

2.4.3 Ausgewählte weitere Arten

Tabelle 3 zeigt die nachgewiesenen Individuenzahlen von Kleiner Goldschrecke (*Euthystira brachyptera*), Großer Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und Langflügeliger Schwertschrecke (*Conocephalus discolor*) einerseits und vom Buntem Grashüpfer (*Omocestus viridulus*) und dem Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) andererseits.

Die ersten drei Arten sind typische Brachearten, die ihren Schwerpunkt in jungen Brachestadien haben, der Bunte Grashüpfer in diesem Raum eine Art der extensiv genutzten Feuchtwiesen. Auf den Flächen, die zumindest in manchen Jahren fast vollständig gemäht wurden (Flächen 1, 9, 11; Fläche 5 nach der Herbstmahd im Jahr 1999) ist eine Abnahme der Brachearten zu verzeichnen. Eine Extinktion von einzelnen Arten wurde allerdings bislang noch auf praktisch keiner Fläche nachgewiesen.

Alle drei Arten legen ihre Eier an die Blätter von Gräsern bzw. in markhaltige Pflanzenstängel. Bei einer Herbstmahd mit Abfuhr des Mähgutes werden die Eier aus dem Lebensraum entfernt. Dies ist die wahrscheinlichste Erklärung für den Rückgang dieser Arten auf den im Herbst gemähten Flächen. Der Einfluss methodische Probleme – z.B. ungünstige Begehungstermine – ist unwahrscheinlich, da sich dies auf allen Flächen bemerkbar machen müsste, die in etwa zur gleichen Zeit begangen wurden. Dies war aber nicht der Fall. Eine Hochsommermahd scheint

für *Chrysochraon dispar* und *Conocephalus discolor* weniger problematisch zu sein (vgl. Ergebnisse auf den Flächen 3 und 28).

Beim Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) lassen sich keine sicheren Veränderungen der Individuenzahlen ablesen. Die Variation der nachgewiesenen Individuenzahlen auf den Flächen 1 bis 3 liegen im Bereich der natürlichen Schwankungen und methodischen Ungenauigkeiten. Der fehlende Nachweis auf Fläche 2 ist darauf zurückzuführen, dass die Art auf dieser Fläche im Jahr 2000 nicht erfasst wurde.

Beim Bunten Grashüpfer deutet sich eine Abnahme der Individuenzahlen an. Methodische Ursachen werden als unwahrscheinlich eingestuft. Ein möglicher Rückgang des Bunten Grashüpfers könnte auf die Kombination von Entwässerungswirkungen mit einer trockenen zweiten Jahreshälfte zurückzuführen sein. Die Art wird sehr früh im Jahr adult (regelmäßig bereits im Juni) und legt ihre etwas austrocknungs-empfindlichen Eier (vgl. DETZEL 1998: 430) sehr früh ab. Ein Austrocknen des Oberbodens im Zeitraum zwischen Juli und September könnte damit zu starken Bestandseinbrüchen führen. Eine Mahd im Frühherbst könnte die Gefahr des Austrocknens erhöhen.

2.5 Biotop-Neuanlagen

Die vorangegangenen Kapitel beziehen sich auf Pflege- und Entwicklungs- bzw. Extensivierungsmaßnahmen auf Flächen, die bereits von den Zielarten besetzt sind. Im Freisinger Moos wurde jedoch auf einigen Flächen auch versucht, neue Lebensräume für die Zielarten zu schaffen. Dabei lassen sich drei Gruppen von Maßnahmentypen unterscheiden, die zum Teil miteinander kombiniert auf einer Fläche verwirklicht sind:

1. Entbuschungsmaßnahmen auf Flächen ohne oder nur noch mit relikartiger Streuwiesenvegetation.
Die Entbuschung hat in der Regel das Entwicklungsziel, den Lebensraum für die Bewohner streuwiesenartiger Vegetation (Pfeifengraswiesen, Kleinseggenriede) zu erweitern. Solche Entbuschungen wurden auf 3 Flächen durchgeführt. Einzeldaten von Tagfaltern und Heuschrecken liegen von allen drei Flächen vor.
2. Neuanlage streuwiesenartiger Vegetation auf bislang als Grünland genutzten Flächen durch Abschieben des Oberboden und Impfen mittels Mähgutausbringung.
Entsprechende Neuanlagen entstanden ebenfalls auf drei Flächen, wobei Einzeldaten nur von zwei Flächen vorliegen.
3. Neuanlage von wasserführenden Torfstichen.
Gewässer wurden auf insgesamt 7 Flächen angelegt. Untersucht wurden an diesen Gewässern Libellen. Darauf soll hier nicht eingegangen werden.

Folgende Tendenzen lassen sich erkennen: Ein großer Teil der oben beschriebenen Tagfalter- und Heuschreckenarten konnte auf diesen Flächen nachgewiesen werden, in der Regel jedoch nur in geringer Individuenzahl und oft sehr unet, so dass zu vermuten ist, dass zumindest bei den Tagfaltern ein Teil der Tiere zugewandert ist. Mit relativ hoher Stetigkeit (flächenbezogen wie zeitlich) konnten auf solchen Flächen der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*G. nausithous*), der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenhis ino*), die Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und die Langflügelige Schwertschrecke (*Coenocephalus discolor*) nachgewiesen werden. Diese Arten gehören zu den im Freisinger Moos am weitesten verbreiteten Arten. Sie konnten auch auf den Flächen nachgewiesen werden, die außerhalb der Niedermoor-Kerngebiete in den durch Grünlandnutzung geprägten Gebieten liegen. Das verglichen mit den übrigen Arten bessere Besiedlungspotential dürfte dafür mitverantwortlich sein.

Mit Ausnahme der beiden genannten Heuschreckenarten und des Mädesüß-Perlmutterfalters konnte bislang keine der niedermoorotypischen Arten größere stabile Bestände auf den neuangelegten Flächen aufbauen. Die neuangelegten Flächen stellen also auch nach zum Teil bereits 10 Jahren noch keinen adäquaten Ersatz für die Flächen mit längerer Biotoptradition dar.

Generell günstig zu beurteilen ist die Neuschaffung von streuwiesenartiger Vegetation durch Abschieben des Oberbodens und Impfen mittels Mähgut. Auf diesen Flächen zeigt sich bislang eine positive Vegetationsentwicklung, die beispielsweise zur Besiedlung durch *G. nausithous* auf beiden untersuchten Flächen geführt hat.

Bei den entbuschten Flächen ist die Bilanz zwiespältiger. Die Vegetationsentwicklung und die Besiedlung durch die faunistischen Zielarten hängt hier sehr stark von den durchgeführten Pflegemaßnahmen ab. Eine zu frühe (Sommermahd) oder zu vollständige Mahd, die im Sinne einer Aushagerung sinnvoll sein kann, verhindert oder erschwert die Ansiedlung von Arten wie *Minois dryas*, *Erebia medusa* und *Coenonympha hero*. Alle drei Arten konnten bereits auf entbuschten Flächen nachgewiesen werden. Bislang ist es aber lediglich *Minois dryas* sicher gelungen, sich auf einer Fläche dauerhaft zu etablieren. Andererseits kann eine zu seltene Mahd zur Ausbreitung nährstoffliebender oder feuchtigkeitsliebender Hochstauden führen, was ebenfalls eine Besiedlung durch die meisten niedermoorotypischen Tagfalter- und Heuschreckenarten verhindern würde.

3. Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

3.1 Methodendiskussion

Wie im Kap. 1.2 erwähnt waren die hier beschriebenen Untersuchungen mit Ausnahme der Erhebungen

zu den Wiesenbrütern als pflegebegleitende Erfolgskontrolle konzipiert. Auf deren Grundlage sollte geprüft werden, ob mit den durchgeführten Maßnahmen das Ziel erreicht werden kann, die derzeit vorkommenden niedermoorotypischen Arten zu erhalten und die Bestände der vorkommenden Arten bezüglich Individuenzahl und Flächenumfang auszudehnen. Gegebenenfalls sollten, aufbauend auf diesen Ergebnissen, die durchgeführten Maßnahmen modifiziert werden. MARTI & STUTZ (1993: 14f.) bezeichnen diese Form der Erfolgskontrolle als „Zielerreichungskontrolle“ und grenzen sie unter anderem von der „Wirkungskontrolle“ ab, mittels derer die Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen untersucht werden soll. Die Zielerreichungskontrolle untersucht also primär, ob bei Umsetzung bestimmter Maßnahmen der gewünschte Effekt eintritt, unabhängig davon, ob dies tatsächlich auf die durchgeführten Maßnahmen oder auf parallel stattfindende, von den Maßnahmen unabhängige Entwicklungen (z.B. Klimaveränderungen) zurückzuführen ist. Dagegen soll die Wirkungskontrolle aufdecken, ob ein bestimmter kausaler Zusammenhang besteht zwischen den Maßnahmen und der beobachteten Entwicklung bestimmter Größen, z. B. der Bestandsgröße von Zielarten.

Während sich Wirkungskontrollen also einem deterministischen Planungsverständnis zuordnen lassen (Wenn ich Maßnahme x einsetze, kann ich Wirkung y erwarten), sind Zielerreichungskontrollen im Zusammenhang mit einem Planungsprinzip zu sehen, das durch den Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention wichtige Impulse bekommen hat: dem schrittweise anpassenden Management (engl.: „adaptive management“): Stellt man bei einer Zielerreichungskontrolle fest, dass der gewünschte Effekt mit den ergriffenen Maßnahmen nicht zu erreichen ist, wird das Maßnahmenkonzept so lange variiert, bis die gewünschten Wirkungen eintreten. Diesem Planungsprinzip wird man überall dort folgen, wo aufgrund fehlenden Grundlagenwissens oder weil die betrachteten Objekte (z.B. Ökosysteme) ein chaotisches Verhalten aufweisen, relativ hohe Prognoseunsicherheiten zu erwarten sind (vgl. DÖRNER 1989: 267; JESSEL & TOBIAS 2002: 13).

Diese Unterscheidung hat Konsequenzen für die Auswahl der Untersuchungsmethoden, die zur Anwendung kommen sollen. Bei Zielerreichungskontrollen muss „nur“ sichergestellt sein, dass die gewählten Methoden die Größen, die für die Messung des Zielerfüllungsgrades benötigt werden, in ausreichender Genauigkeit, Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit erfasst werden. Bei Wirkungskontrollen müssen darüber hinaus Informationen zu den durchgeführten Maßnahmen festgehalten werden. Erforderlich ist die Kenntnis derjenigen Charakteristika der Maßnahmen, die deren Wirksamkeit bestimmen. Das können, anhand der Pflegemahd von Niedermoorwiesen verdeutlicht, zum Beispiel der Zeitpunkt der Mahd,

die Größe der gemähten Fläche im Verhältnis zur Gesamtfläche, das eingesetzte Mähgerät und die Geschwindigkeit des Mähvorganges sowie das für die Mähgutbergung eingesetzte Gerät sein. Für beide Formen der Erfolgskontrolle ist es vorteilhaft, Zeitreihen über mehrere Jahre zu erheben, um Bestandstrends nachweisen zu können, die sich erst mittelfristig abzeichnen.

Um die festgestellten Entwicklungen von den Einflussfaktoren zu bereinigen, die auch ohne die durchgeführten Maßnahmen wirken würden, sind Referenzflächen in die Untersuchung einzubeziehen, auf denen die betrachteten Maßnahmen nicht durchgeführt werden. Für eine wissenschaftliche (statistische) Absicherung der Untersuchungen ist darüber hinaus erforderlich, eine ausreichende Zahl von Untersuchungs- und Referenzflächen einzubeziehen.

Was bedeutet das nun für die Aussagekraft der hier vorgestellten Untersuchungen bezüglich der Wirksamkeit der durchgeführten Pflegemaßnahmen? Dies soll schrittweise für die einzelnen, oben beschriebenen Aspekte dargestellt werden.

1) Waren die gewählten Methoden geeignet, die Vegetationsdynamik bzw. die Bestandentwicklung der faunistischen Zielarten in ausreichender Genauigkeit, Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit zu erfassen?

Vegetation: Bei der Erfassung der Vegetationsveränderungen stellte sich als Problem heraus, dass die gewählten Dauerbeobachtungsflächen (5 x 5 m) vielfach nicht als repräsentativ für die Untersuchungsflächen gelten können. Gerade bei der angestrebten Differenzierung hinsichtlich der gemähten bzw. nicht gemähten Flächen zeigten die Probestellen in einigen Fällen andere Entwicklungen als der Rest der Fläche. Im Extremfall kam es zur Ausbreitung von Hochstauden und Verbuschen von Teilflächen, in denen die Dauerbeobachtungsquadrate lagen. Für eine Zielerreichungskontrolle ist daher zusätzlich eine Beobachtung der Entwicklung der gesamten Fläche notwendig. Diesem Umstand wurde insofern Rechnung getragen, als im Jahr 2000 auf der Basis von aktuellen Luftbildern für die einzelnen Flächen Vegetationsstrukturtypen flächig aufgenommen wurden und in ein GIS importiert wurden („Erstaufnahme“). Auf diese Weise soll in Zukunft zusätzlich die Vegetationsentwicklung der einzelnen Flächen untersucht werden.

In einem Fall konnte die mit Eisenrohren vermarkte Probestelle nicht mehr aufgefunden werden. Die Rohre waren vermutlich bei der Pflege irrtümlich entfernt worden.

Wiesenbrüter: Die Untersuchungen unterscheiden sich hinsichtlich der Intensität z.T. deutlich. Während 1980 und 1986 nur relativ wenige Begehungen erfolgten, wurden seit 1992 jährlich zumeist mehr als 20 Begehungen durchgeführt. Die Erfahrungen anderer Untersuchungen deuten dabei darauf hin, dass

zumindest die Bestände des Großen Brachvogels 1980 und 1986 vermutlich unterschätzt wurden.

Heuschrecken und Tagfalter: Die gewählte Methode, die Zahl der singenden Männchen (Heuschrecken) bzw. die Zahl der beobachteten Individuen (Tagfalter) als Maß für die Bestandsgröße heranzuziehen, ist unter bestimmten Voraussetzungen als ausreichend anzusehen. Vier wesentliche Bedingungen sind:

- Die Witterungsverhältnisse während der Aufnahme sind günstig, d.h. Temperaturen über 20 Grad Celsius, Windstärke unter 3 Beaufort, sonniges Wetter (vgl. STEFFNY et al. 1984: 437 und OPPERMAN 1987: 236). – Die Bedingungen wurden bei der Erfassung im Allgemeinen beachtet. Wenn die Bedingungen auf einzelnen Flächen nicht erfüllt wurden, wurde dies notiert und bei der Interpretation der Daten berücksichtigt. Im übrigen beeinflusst die Witterung die Qualität der Erhebung je nach Art in sehr unterschiedlicher Weise. Während beispielsweise die Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) den Gesang sehr schnell einstellen und der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) relativ schnell den Flug unterbricht, wenn die Sonne durch Wolken verdeckt wird, sind die Moorbläulinge (*Glaucopsyche nautithous* und *G. teleius*) auch dann noch gut nachzuweisen.
- Die Arten werden jeweils in etwa zum gleichen phänologischen Zeitpunkt und zwar möglichst zum phänologischen Höhepunkt erfasst. – Bei den Heuschrecken kann im Wesentlichen davon ausgegangen werden, dass dies gegeben ist. Lediglich bei den früh reifenden Arten wie Bunter Grashüpfer (*Omocestus viridulus*) und Kleine Goldschrecke (*Euthystira brachyptera*) kann ein später Erfassungszeitpunkt Mitte oder Ende August in einzelnen Jahren zu Fehleinschätzungen führen.

Bei den Tagfaltern ist diese Bedingung dagegen nur zum Teil erfüllt. Um zu gewährleisten, dass die niedermoortypischen Arten zum phänologisch günstigsten Zeitpunkt erfasst wurden, wurden zum Teil auf ausgewählten Referenzflächen häufigere Kontrollbegehungen durchgeführt, auf denen die Arten relativ gut vertreten waren. Erst wenn die Individuenzahlen der zu erfassenden Art(en) nach Einschätzung der Bearbeiter erreicht waren (als Maßstab dienen die Individuenzahlen des Vorjahres und die phänologische Entwicklung der früher fliegenden Arten), wurden auch die übrigen Flächen begangen. Diese Vorgehensweise konnte aber nicht für alle Arten und alle Jahre durchgehalten werden.

Hinzu kommt, dass man mit dieser Vorgehensweise einzelflächenbezogene Unterschiede in der Phänologie nicht kompensieren kann. Entsprechende Unterschiede könnten im Gebiet durch unterschiedliche Insolation auftreten (Schattenwurf durch Gehölze). Die Zahl der Begehungen war aber zumindest bei den Tagfaltern relativ hoch, so dass die Wahrchein-

lichkeit, die Arten auf oder nahe dem phänologischen Höhepunkt erfasst zu haben, bei den meisten Arten sehr groß sein dürfte.

- Die Arten verhalten sich auffällig. – Dies ist für die Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) nur eingeschränkt und die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) nicht gegeben. Die letztgenannte Art wurde aus diesem Grund nicht systematisch erfasst. Bei einer gezielten Untersuchung mit einem Ultraschalldetektor im September 2000 an den alten Fundstellen konnte kein Nachweis dieser Art erbracht werden. Auch die Kurzflügelige Beißschrecke wurde im Jahr 2000 gezielt mit dem Detektor erfasst, in allen anderen Jahren nur mit dem bloßen Gehör. Insofern ist zu vermuten, dass die negative Bestandsentwicklung bei dieser Art eher noch dramatischer ist, als es die Zahlen ausdrücken.
- Es wird die gesamte, von der Art nutzbare Fläche begangen. – Diese Forderung kann mit der gewählten Schleifen-Transektmethode auf relativ kleinen Flächen, wie sie im Freisinger Moos vorliegen, annähernd erreicht werden. Ein systematischer Fehler könnte dadurch entstehen, dass adulte Falter zur Nahrungssuche die Reproduktionshabitate verlassen und blütenreichere Flächen wie angrenzende Extensivwiesen aufsuchen. Nach den Erfahrungen der Bearbeiter trifft dies für die oben besprochenen Arten im Untersuchungsraum aber nur in relativ geringem Umfang zu und kann daher vernachlässigt werden.

Alle Artengruppen: Die gewählten Erfassungsmethoden sind grundsätzlich geeignet, Vergleichbarkeit auch bei einem Bearbeiterwechsel zu gewährleisten (vgl. dazu beispielsweise die Forderungen von RIECKEN 1994: 57, WEY 1994: 195 und BÖCKER 1997: 15). Dennoch ist ein Bearbeiterwechsel immer auch eine Quelle von systematischen Fehlern. Beispiele sind Zähl-, bei höheren Individuendichten oder Deckungsgraden der Vegetation auch Schätzungenauigkeiten, die bei verschiedenen Bearbeitern konstant divergieren können. Da bei den Untersuchungen im Freisinger Moos ein solcher Bearbeiterwechsel bei allen Artengruppen, teilweise auch mehrfach auftrat, ist davon auszugehen, dass die Daten solche Fehler enthalten. Diese Fehler sind aber nach Einschätzung der Verfasser relativ gering anzusetzen, da alle Bearbeiter erfahren sind in der Bearbeitung der Artengruppen und der Anwendung der verwendeten Methoden. Bei den Wiesenbrütern bestand insofern eine besondere Situation, als dass mit dem Bearbeiterwechsel von 1986 auf 1992 gleichzeitig ein Methodenwechsel erfolgte (siehe oben), so dass die Daten von 1980 und 1986 mit den späteren Daten ohnehin nicht direkt vergleichbar sind. Bei der Interpretation wurde versucht, mögliche methodische Fehler dieser Art zu berücksichtigen.

2) Wurden ausreichend genaue Angaben zu den durchgeführten Maßnahmen festgehalten?

Diese Frage muss für die vorliegenden Untersuchungen eindeutig mit „Nein“ beantwortet werden. Informationen zur Pflege (v.a. Mahd) wurden für die streuwiesenartig genutzten Flächen nicht systematisch festgehalten. Notiert wurden primär Fälle, in denen die Maßnahmen auffällig von dem abwich, was die Bearbeiter mit den ausführenden Personen vereinbart hatten (z. B. Sommermahd auf der gesamten Fläche statt auf Teilflächen; Mulchen statt Abtransport des Mähgutes; Mahd oder Entbuschung von zu großen Teilflächen). Im Falle der Wiesenbrüter-Flächen war aufgrund der Größe des Gebietes ebenfalls eine – an sich wünschenswerte – genaue Erfassung von Bearbeitungszyklen und Mahdterminen auf den einzelnen Flächen nicht möglich.

Eine systematische Auswertung der erhobenen Daten für eine Wirkungskontrolle ist daher nicht möglich. Die oben gemachten Ausführungen, die in diese Richtung zielen, sind daher lediglich als Versuch einzustufen, „mögliche“ Erklärungen für die festgestellte Dynamik der Individuenzahlen anzubieten, bei denen zumindest methodische bereits eliminiert sind. Der Anspruch des abgesicherten Beleges für einen kausalen Zusammenhang kann und soll nicht erhoben werden.

3) Wurde beachtet, dass nur ein Einflussfaktor variiert werden darf bzw. wurden unbeeinflusste Referenzflächen in die Untersuchung einbezogen?

Bei den vorliegenden Untersuchungen handelt es sich nicht um ein naturwissenschaftlich angelegtes Freilandexperiment, sondern um eine pflegebegleitende, beobachtende Studie. Das heißt, dass gar nicht versucht wurde, andere Faktoren konstant zu halten, weil der erforderliche Dokumentations- und Kontrollaufwand dafür zu groß gewesen wäre. Außerdem war der Ansatz bei der Konzeption der Pflegemaßnahmen, möglichst frühzeitig ein optimales Pflege regime zu etablieren. Die Untersuchungen waren ja primär als Zielerreichungskontrolle konzipiert.

Bei der begleitenden Untersuchung von unbeeinflussten Referenzflächen taucht im Falle der Fragestellung „Sind die durchgeführten Pflegemaßnahmen auf verbrachten Extensivwiesen und in ehemaligen Torfstichen wirksam im Sinne der in Kap. 1.2 dargestellten Zielformulierung?“ ein grundsätzliches Problem auf. Entsprechende Referenzuntersuchungen sind zumindest über einen längeren Zeitraum kaum möglich, da die ungepflegten Flächen dann einer natürlichen Vegetationsentwicklung unterworfen wären, die ebenfalls zu negativen Bestandstrends bei vielen der niedermoortypischen Zielarten führen würde. Aus diesem Grund, aber auch aus naturschutzfachlichen Gründen (mögliche Extinktion der Arten durch fortschreitende Sukzession) wurden keine solchen Referenzflächen in der Pflegeplanung und der Erfolgs-

kontrolle vorgesehen. Die Flächen 2, 32, 4 und 23 hätten retrospektiv als „unfreiwillige“ Referenzflächen herangezogen werden können. Sie wurden aber in den meisten Jahren nicht systematisch begangen und können daher nur für einzelne Arten für Vergleichszwecke verwendet werden (z. B. Fläche 23 für *Glaucopsyche nautithous*).

Eine Interpretation ist jedoch möglich, indem Flächen mit unterschiedlichem Pflegeregime miteinander verglichen werden. Sind die Entwicklungstrends für bestimmte Arten bei einer bestimmten Pflegevariante konstant, und gibt es systematische Unterschiede zwischen den Entwicklungstrends bei den verschiedenen Pflegevarianten, deutet dies auf bessere und schlechtere Pflegevarianten hin. Aufgrund der oben beschriebenen Mängel bei der Dokumentation der Pflegemaßnahmen war eine entsprechende Auswertung bei den hier dokumentierten Daten nur sehr eingeschränkt möglich.

Für die Erfassung der Wiesenbrüter können als Referenzflächen in gewissem Umfang andere näher untersuchte Flächen im übrigen Bayern gelten. Entsprechende Daten sind den Bearbeitern bekannt und wurden in die Interpretation einbezogen. Zu beachten ist außerdem, dass bei der Erfassung der Wiesenbrüter nicht eine Zielerreichungskontrolle sondern ein landesweites Bestandsmonitoring angestrebt wurde.

Fazit

In der Gesamtbetrachtung ergibt sich folgendes Fazit für die Aussagekraft der Untersuchungen: Die Untersuchungen sind geeignet, langfristige Trends für die Zielerreichungskontrolle zu erfassen. Aussagen zur Wirkung von Pflegemaßnahmen können dagegen nur Hinweise auf mögliche Kausalbeziehungen geben. Abgesicherte Schlussfolgerungen sind auf der Grundlage der erhobenen Daten nicht möglich. Dies hängt vor allem an den fehlenden systematischen Aufzeichnungen zu den Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, aber auch an der nur phasenweise ausreichenden Untersuchungsintensität (1989, 1991 bis 1993, 1999, 2000 für die streuwiesenartig gepflegten Flächen; ab 1992 für die Wiesenbrüterflächen).

3.2 Zusammenfassende Interpretation der Untersuchungsergebnisse

Hinsichtlich Vegetation und Flora der untersuchten Flächen ist eindeutig zu erkennen, dass nur eine regelmäßige Pflege eine günstige Entwicklung bzw. Erhaltung gewährleistet.

Bei bereits eutrophierten Flächen, Eindringen von Schilf oder aufkommenden Hochstauden sollten – soweit nicht Erfordernisse des faunistischen Artenschutzes dagegensprechen – zumindest die entsprechenden Teilflächen im Sommer gemäht werden. Ebenso sind längere Pflegelücken unbedingt zu ver-

meiden, da bei fehlender Pflege der Vegetationsumbau bereits innerhalb weniger Jahre geschehen kann. Eine sinnvolle Ergänzung der Erfolgskontrolle wären Dauerbeobachtungsflächen im Bereich des Wirtschaftsgrünlandes (evtl. auch für Tagfalter).

Die Ergebnisse der Untersuchungen bei den Wiesenbrütern zeigen die hohe Bedeutung von Bewirtschaftungsverträgen, die bei günstiger Verteilung der Flächen Gelegeverluste (v. a. beim Großen Brachvogel) deutlich reduzieren können. Wichtig ist natürlich auch der Erhalt eines hohen Grünlandanteils.

Das Verschwinden von feuchtesensiblen Arten wie Bekassine und Wiesenpieper verdeutlicht die Problematik der erfolgten Grundwasserabsenkungen im gesamten Gebiet. Ohne lokale Wiedervernässungen ist eine Wiederansiedlung dieser Arten relativ unwahrscheinlich.

Die Absenkung des Grundwassers (z. T. auch durch radikale Räumung von Gräben) führte möglicherweise auch zum Verschwinden der Sumpfschrecke aus einer Fläche. Ebenso hat dies natürlich auch Auswirkung auf die Vegetationsentwicklung (z. B. über vermehrte Mineralisation).

Eine alljährliche, vollständige* Mahd der Flächen führt zum Rückgang von Brachearten (*Chrysochraon dispar*, *Conocephalus discolor*, *Euthystira brachyptera* und *Metrioptera brachyptera*; *Coenonympha hero* – vgl. BRÄU, in diesem Band – vermutlich auch *Erebia medusa* und *Brenthis ino*). Bei den Heuschreckenarten scheint insbesondere *Metrioptera brachyptera* davon betroffen zu sein. Eine Hochsommarmahd scheint für die beiden erstgenannten Heuschreckenarten eine günstigere oder doch mindestens gleichwertige Mahdvariante zu sein.

Andererseits kann auch ein zu weiter Mahdrhythmus zu negativen Veränderungen bei Vegetation und Fauna führen. Dies gilt insbesondere für wüchsige Pfeifengrasbestände und Extensivwiesenbrachen, wie sie im Untersuchungsraum nahezu ausschließlich vorliegen (vgl. dazu auch BRÄU, in diesem Band, Kap. 3) und auf Flächen, auf denen sich aggressiv ausbreitende Pflanzenarten wie Schilf und Wasserdost auftreten. Möglicherweise wird eine Ausbreitung der letztgenannten Pflanzenarten durch den Stickstoffeintrag aus der Luft beschleunigt. Eine zu seltene Mahd führt aber in der Regel auch auf frisch entbuschten Flächen zu einer zu schnellen Vegetationsentwicklung.

Bezüglich der Pflegeempfehlungen kann im Wesentlichen auf die Aussagen von BRÄU (in diesem Band) verwiesen werden, wobei im Freisinger Moos eine Turnus-Rotationsmahd (Mahd von jährlich maximal 50% der weitgehend intakten Pfeifengrasbestände und Kleinseggenriede) anzustreben wäre, um bei-

* „vollständig“ bezieht sich auf die durch die jeweilige Art besiedelte Lebensraumfläche!

spielsweise die Erhaltung der Kurzflügeligen Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und des Rundaugen-Mohrenfalters (*Erebia medusa*) sicherstellen zu können.

Die Biotopneuanlagen auf abgeschobenen Flächen zeigen eine positive Entwicklung, benötigen aber noch weitere Entwicklungszeit, um annähernd die Qualität der älteren, streuwiesenartigen Bestände zu erreichen. Die neuangelegten Flächen sind auch nach zum Teil bereits 10 Jahren noch weit davon entfernt, qualitativ mit den Beständen mit längerer Biotoptradition vergleichbar zu sein. Auf den entbuschten Flächen fällt die Bilanz unterschiedlich aus. Für einen raschen Erfolg der Entbuschung ist ausschlaggebend, dass die Flächen nach der Maßnahme regelmäßig und entsprechend der Vegetationsentwicklung differenziert gepflegt werden (Mahd von Bereichen mit Nährstoffzeigern und Hochstauden und Schilf jährlich im Sommer; Mahd von pfeifengrasähnlichen Beständen entsprechend der obigen Empfehlung).

Was die ursprüngliche Aufgabe der Erfolgskontrolle betrifft, die Überprüfung, ob die im Pflege- und Entwicklungskonzept formulierten Ziele erreicht werden, muss folgendes festgehalten werden: Wählt man als Effizienzmaß den Soll-Ist-Vergleich mit dem in Kap. 1.2 formulierten Ziel, kann das Ergebnis der bisherigen Pflegemaßnahmen keinesfalls als befriedigend bezeichnet werden. Eine Art ist seit Durchführung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ausgestorben, von der Sumpfschrecke ist ein Vorkommen erloschen. Diese Entwicklungen sind allerdings nicht auf die durchgeführten Maßnahmen zurückzuführen (vgl. aber Ausführungen unten). Der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopteryx telemachus*), das Braunkernauge (*Minois dryas*) und der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) zeigen langfristig abnehmende Tendenz oder nach einem Anstieg Anfang der Neunziger Jahre wieder deutlich geringere Bestandsgrößen. Die Biotopneuanlagen wurden bislang fast ausschließlich durch wenige, weiter verbreitete niedermoorartige Arten besiedelt; eine flächige Ausdehnung der Vorkommen der niedermoorartigen Arten mit hoher Schutzpriorität hat bislang nicht oder kaum stattgefunden. Diese Trends könnten nach Einschätzung der Verfasser bei konsequenter Umsetzung der oben genannten Pflegehinweise umgekehrt werden.

Mit dem Aussterben des Baldrian-Schneckenfalters (*Melitaea diamina*) liegt ein klassischer Fall von Extinktion vor, die durch Umweltstochastizität verursacht wurde. Allerdings gibt es auch einen anthropogenen Einflussfaktor, der mitverantwortlich dafür ist, dass das Unwetter eine so massive Wirkung ausüben konnte. Der Schwerpunkt des Hagelunwetters lag in einem relativ schmalen Streifen, der große Teile des Freisinger Mooses abdeckte. Eine solche katastrophale Wirkung können Umwelteinflüsse nur dann ausüben, wenn große Teile der Population oder Metapopulation oder der gesamte Bestand gleichzeitig

und in gleicher massiver Weise betroffen ist (vgl. dazu STELTER et al. 1996). Dies war hier der Fall und zwar unter anderem deshalb, weil die Populationen im Freisinger Moos großräumig isoliert liegen.

Die nächsten und inzwischen wohl letzten Vorkommen im nördlichen Teil der Münchner Ebene liegen im Viehlaßmoos, ca. 15 km Luftlinie entfernt. Wären weitere naturnahe Gebiete vergleichbarer Qualität und Größe wie im Freisinger Moos in der sich im Südwesten fortsetzenden Niedermoorzone vorhanden (z.B. in den Luftlinie ca. 3 bis 4 km entfernt liegenden Gewannen „Pfannenwiesen“ und „Oberes Mösl“), wäre eine natürliche Wiederbesiedlung des Freisinger Mooses denkbar. Eine Wiederbesiedlung aus dem Viehlaßmoos erscheint aufgrund der Entfernung dagegen extrem unwahrscheinlich. Die Extinktion des Baldrian-Schneckenfalters zeigt, dass es dringend erforderlich ist, entsprechende Trittsteine für den regionalen Biotopverbund zu schaffen bzw. zu optimieren.

3.3 Empfehlungen für die Durchführung von Erfolgskontrollen

Erfolgskontrollen im weiteren Sinn haben nicht nur im wissenschaftlichen Umfeld ihre Berechtigung sondern gerade auch in der praktischen Naturschutzarbeit. Insbesondere bei üblicherweise knappen finanziellen Mitteln und begrenzten personellen Kapazitäten (z.B. im Bereich der ehrenamtlichen Verbandstätigkeit) sollten diese so effektiv wie möglich eingesetzt werden. Sinnvoll konzipierte Erfolgskontrollen können hierzu einen wesentlichen Beitrag leisten und sollten daher bereits frühzeitig in die Planung und Umsetzung von Maßnahmen integriert werden. Dies setzt insbesondere auch die Bereitstellung entsprechender finanzieller und organisatorischer Möglichkeiten voraus.

Aus den Erfahrungen mit den Erfolgskontrollen im Freisinger Moos lassen sich die nachfolgend genannten Hinweise für zielführende Erfolgskontrollen in der praktischen Naturschutzarbeit ableiten. Die Aufstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Vergleichbare Vorschläge wurden bereits von anderen Autoren gemacht (vgl. RIECKEN 1994, REICH 1994, WEY 1994 und BÖCKER 1997: 273-275). Da einige der nachfolgend genannten Grundregeln aber bei einigen, den Verfassern bekannten Erfolgskontrollen und Dauerbeobachtungen nicht berücksichtigt wurden, erscheint eine Wiederholung angebracht.

Allgemeine Hinweise

- Frühzeitige Berücksichtigung: Erfolgskontrollen sind von Beginn der Maßnahmenplanung an mit vorzusehen und mit dem entsprechenden Mittelbedarf für die Mindestlaufzeit in der Kostenplanung zu berücksichtigen.
- Die Zielsetzung (vgl. Kap. 3.1) der Dauerbeobachtung bzw. Erfolgskontrollen sollte vor Beginn

der Untersuchungen möglichst klar definiert werden. Danach richtet sich im wesentlichen die Wahl der Methoden.

- Bei der Methodenwahl sind – neben den fachlichen Anforderungen (Nachvollziehbarkeit, Einsatz von Standardmethoden etc.) – auch die jeweiligen finanziellen, organisatorischen und personellen Möglichkeiten zu berücksichtigen. Die einmal gewählten Methoden sollten beibehalten werden und werden können. Im Zweifelsfall sollte weniger differenzierten Methoden (im Hinblick auf die Vegetation z.B. „BRAUN-BLANQUET“ statt „LONDO“ oder „KLAPP“) der Vorzug gegeben werden, wenn diese dafür mit höherer Wahrscheinlichkeit über die Jahre hinweg auch bei evtl. wechselnden Bearbeitern „durchgehalten“ werden können.
- Anzustreben ist auch eine möglichst hohe Bearbeiterkontinuität. Im Idealfall können die Erhebungen über Jahre hinweg von den gleichen Bearbeitern durchgeführt werden, wodurch die methodisch bedingten Ungenauigkeiten auf ein Mindestmaß reduziert werden können. Äußerst wichtig, insbesondere bei nicht möglicher Kontinuität der Bearbeiter, ist eine genaue Dokumentation der Methodik.
- Alle für die Interpretation von Bestandsverschiebungen relevanten, auf die zu untersuchenden Flächen und Bestände einwirkenden Faktoren sollten ebenfalls erfasst und dokumentiert werden. Dies betrifft insbesondere Pflegemaßnahmen (z.B. Art der Pflege, Zeitpunkt und Umstände der Durchführung wie Teilflächenmahd, Art der für die Mahd und die Mähgutbergung eingesetzten Geräte, Besonderheiten; Notizen und Eintragung in Luftbilder), aber auch andere Faktoren wie Witterungsverlauf, länger andauernde Überschwemmungsereignisse oder ähnliches. Wichtige Einflussgrößen sollten unbedingt auch in Jahren erhoben werden, in denen keine Bestandsaufnahmen erfolgen. Dies setzt i.d.R. einen zusätzlichen Aufwand durch kontinuierliche Flächenbeobachtung und -betreuung voraus. Hierfür sollten so weit möglich Synergieeffekte genutzt werden. In der Nähe der Untersuchungsflächen wohnende Bearbeiter tragen zur Reduzierung des Aufwands bei.
- Zusammenfassende und nachvollziehbare Dokumentation und Archivierung der Daten: Dies stellt v.a. organisatorische Anforderungen und ist mit entsprechenden vorbereitenden Arbeiten verbunden (Zeitaufwand!). Die Daten sollten zentral an einer Stelle aufbewahrt werden; eine evtl. erforderliche Weitergabe nur in Kopieform erfolgen. Die Datenhaltung und -analyse kann durch den Einsatz von EDV (v.a. auch GIS) erleichtert werden. Wesentliche Voraussetzung sind jedoch auch dann entsprechende Strukturen der Datenhaltung,

die die mögliche Kurzlebigkeit auch weit verbreiteter Formate berücksichtigen!

- Möglichst konstante Rahmenbedingungen: Die Anzahl der sich über die Jahre verändernden Faktoren / Eigenschaften sollten – je nach Zielsetzung der Arbeiten – im Interesse einer leichteren Interpretation der Daten möglichst gering gehalten werden. Werden z.B. auf Streuwiesen Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, die der Beobachtung von durch Veränderungen des Wasserhaushaltes ausgelösten Vegetationsentwicklungen dienen sollen, so wird die Interpretation unnötig erschwert, wenn die Probestellen nach der Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen verbrachen.

Einige speziellere Hinweise

- Insbesondere bei der Erhebung von Tagfaltern ist auch die Phänologie in den einzelnen Erhebungsjahren zu berücksichtigen. Dies kann z.B. über eine entsprechend hohe Begehungsanzahl oder zumindest über geeignete Referenztransekte, die häufiger begangen werden, sichergestellt werden. Dies gilt mit Einschränkungen auch für bestimmte Heuschreckenarten mit relativ früher oder später Entwicklung.
- Bei höheren Individuendichten von Tagfaltern und v.a. Heuschrecken oder bei größeren Flächen kann eine halbquantitative Erfassung über das Zählen der Individuen (Falter, singende Männchen) nicht mehr möglich sein. In diesen Fällen sind Schätzverfahren sinnvoll, wie sie in der einschlägigen Literatur beschrieben sind. Absolute Angaben haben gegenüber Dichteangaben den Vorteil, dass sie die Bestandsgröße auf der Fläche besser widerspiegeln. Dies gilt vor allem auf inhomogenen Flächen mit nennenswerter Vegetationsdynamik.
- Vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen sollten unbedingt dauerhaft vermarkert werden. Geeignet hierfür sind z.B. versenkbare Erdnägels (Vermessungsbedarf), die, so weit es die Bewirtschaftung zulässt, nach Möglichkeit zusätzlich oberirdisch gekennzeichnet werden sollten (z.B. Pflöcke). Ergänzende Karteneintragungen (möglichst aktuelle Luftbilder), nach Möglichkeit in Verbindung mit GPS-Messungen, sind obligatorisch. Zum Wiederauffinden der Flächen können Metallsuchgeräte und GPS-Empfänger mit ausreichend hoher Positionsgenauigkeit hilfreich sein.
- Zusätzlich zur Anlage von Dauerbeobachtungsflächen sind unbedingt auch Vegetationsveränderungen auf der Gesamtfläche zu erfassen, z.B. über eine Luftbilddauswertung. Gerade bei differenziert gepflegten Flächen sind Dauerbeobachtungsquadrate nicht unbedingt repräsentativ für die Gesamtfläche (vgl. BÖCKER 1997: 59-89 und 273-275).

Wie oben angedeutet, können Erfolgskontrollen einen wichtigen Beitrag für die praktische Naturschutzarbeit leisten. Im Hinblick auf die eigentliche Zielsetzung des Naturschutzes letztlich entscheidend und daher noch wichtiger ist jedoch die eigentliche Durchführung der Pflege oder Nutzung. Hierfür ist v. a. bei unterbrochener Nutzungstradition („reine Pflegeflächen“) neben einer ausreichenden Mittelausstattung eine entsprechend sorgfältige Begleitung und Durchführung der Pflegemaßnahmen notwendig. Andernfalls kann auch eine Erfolgskontrolle nur den Misserfolg von durchgeführten (oder eben nicht durchgeführten) Maßnahmen dokumentieren.

4. Literatur und Quellen

BECKMANN, Armin; Hildegunde ELTER, Klaus BURBACH, Sabine GRÜNBERG & Hans SCHWAIGER (2000):

Monitoring im Freisinger Moos 2000.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverband Freising, gefördert durch die Stiftung Bayerischer Naturschutzfond aus Zweckerlösen der Glücksspirale.

BÖCKER, Reinhard (Hrsg.) (1997):

Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moor-komplexes Wurzacher Ried.- Stuttgart: Ulmer.- (Agrarfor-schung in Baden-Württemberg; 28).

BRÄU, Markus; Andreas NUNNER, Herbert PRÖSE, Manfred COLLING & Hans SCHWAIGER (2001):

Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich.- Tierökologi-scher Beitrag zur Optimierung.- Unveröff. Gutachten der ifuplan GbR i. Auftr. des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Außenstelle Nordbayern. München.

BÜRO HAASE & SÖHMISCH (1989):

Umsetzung Arten- und Biotopschutzprogramm und Land-schaftspflegekonzept. Landkreis Freising – Freisinger Moos.- Unveröff. Gutachten i. Auftr. des Landkreises Freising.

———— (1990):

Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogrammes Landkreis Freising - Freisinger Moos, Bericht Fauna.- Un-veröff. Gutachten.

BURBACH, Klaus. (1995):

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm für die Vogel-Azurjungfer in Südbayern.- Unveröff. Gutachten im Auf-trag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

———— (1996):

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm für die Vogel-Azurjungfer in Südbayern, Bericht 1996.- Unveröff. Gut-achten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Um-weltschutz.

———— (1997):

Artenhilfsprogramm Vogel-Azurjungfer, Helm-Azurjung-fer, Mond-Azurjungfer, Bericht 1997.- Unveröff. Gutach-ten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt-schutz.

———— (1998):

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm Vogel-Azur-jungfer, Mond-Azurjungfer, Bericht 1998. - Unveröff. Gut-achten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Um-weltschutz.

———— (1999):

Artenhilfsprogramm Vogel-Azurjungfer, Helm-Azurjung-fer, Bericht 1999.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

DETZEL, P. (1998):

Die Heuschrecken Baden-Württembergs.- Ulmer Verlag, Stuttgart, 580 S.

DIERßEN, K. (1990):

Einführung in die Pflanzensoziologie. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt

DÖRNER, Dietrich (1989):

Die Logik des Misslingens – Strategisches Denken in kom-plexen Situationen.- Reinbeck: Rowohlt.

DOLEK, Matthias; S. RADLMAIR & Adi GEYER (1999):

Der Einfluss der Nutzung (Weide, Mahd, Brache) voralpi-ner Mooregebiete auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heu-schrecken).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 150.

EVERS, H. (1990):

Libellen an Gewässern des Freisinger Mooses.- Unveröff. Diplarb. an der FH Weihenstephan, Fachbereich Forstwirt-schaft.

FORD, H. D. & E. B. FORD (1930):

Fluctuation in numbers and its influence on variation in *Melitaea aurinia* ROTT.- Trans. ent. Soc. Lond. 78, 345-351.

FRANZ, D. & M. KAMRAD-SCHMIDT (1986):

Brutbestand der Feuchtwiesenbrüter Großer Brachvogel, Rotschenkel, Uferschnepfe und Bekassine in Bayern 1986.- Unveröff. Abschlussbericht eines Kartierungsauf-trages des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz an den Landesbund für Vogelschutz.

GRANT, M.C.; C. ORSMAN, J. EASTON, C. LODGE, M. SMITHS, G. THOMPSON, S. RODWELL & N. MOO-RE (1999):

Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland.- J. Appl. Ecol. 36: 59-74.

HAGEMEIJER, E.J.M. & M.J. BLAIR (Ed.) (1997):

The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Dis-tribution and Abundance.- T & A D Poyser, London.

INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998):

Die Heuschrecken Europas.- Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 460 S.

JESSEL, Beate & Kai TOBIAS (2002):

Ökologisch orientierte Planung.- Stuttgart: E. Ulmer. - (UTB; 2280).

KIPP, Manfred. (1999):

Zum Bruterfolg beim Großen Brachvogel (*Numenius ar-quata*).- LÖBF-Mitt. 3/99: 47-49.

MALKUS, Jörg (1997):

Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd.- Articulata 12 (1), 1-18.

MARTI, Fridli & Hans Peter Beat STUTZ (1993):

Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz: Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept.- Birmensdorf: Eidgenössische Forschungsanstalt Wald, Schnee und Land-schaft. (Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald, Schnee und Landschaft.; 336)

MARZELLI, M. (1994):

Ausbreitung von *Stethophyma grossum* auf einer Aus-gleichs- und Renaturierungsfläche.- Articulata 9 (1): 25 - 32.

OPPERMANN, Rainer (1987):

Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen.- Natur und Landschaft 62 (6), 235-241.

- RANFTL, Helmut. (1981):
Brutbestand der Feuchtwiesenbrüter 1980 in Bayern.-
Schlussbericht zum Forschungsauftrag des Bayer. Landes-
amtes für Umweltschutz. Unveröff. Manuskript.
- REICH, Michael (1994):
Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten: Instrumente
für Effizienzkontrollen des Naturschutzes?.- Schr.-R. f.
Landschaftspfl. u. Natursch. 40, 103-111.
- REITER, Claudia (1993):
Beobachtungen zur Autökologie von *Ischnura pumilio*
Charpentier, 1825 und *I. elegans* v.d.Linden, 1820 in der
Umgebung von Freising (Insecta: Odonata) - Unveröff. Di-
pl.arb. im Fach Zoologie der Ludwigs-Maximilian-Univ.
München, 72 S. + Anhang
- RIECKEN, Uwe (1994):
Fachliche Anforderungen an Effizienzkontrollen im tierö-
kologischen Bereich.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Na-
tursch. 40, 51-68.
- SCHWAIGER, Hans (2002):
Wiesenbrüterkartierung im Donaumoos, Freisinger Moos
und Unterem Isartal – Monitoringprogramm 2002.- Un-
veröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesam-
tes für Umweltschutz.
- SCHWAIGER, Hans; Armin BECKMANN, Klaus BUR-
BACH & Elmar WITTING (1999):
Monitoring im Freisinger Moos, Heuschrecken, Libellen
und Tagfalter.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regie-
rung von Oberbayern
- SCHWAIGER, Hans & Klaus BURBACH (2000):
Landesweite Wiesenbrüterkartierung in Bayern 1998.- Un-
veröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesam-
tes für Umweltschutz.
- SETTELE, Josef; FELDMANN, Reinart & REINHARD,
Rolf (Hrsg.), 2000:
Die Tagfalter Deutschlands.- Stuttgart: Ulmer.
- STEFFNY, Herbert; KRATOCHWIL, Anselm & WOLF,
Angelika (1984):
Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für
Schmetterlinge (*Rhopalocera*, *Hesperiidae*, *Zygaenidae*)
und Hummeln (*Apidae*, *Bombus*) im Naturschutzgebiet
Taubergießen (Oberrheinebene).- Natur und Landschaft 59
(11), 435-443.
- STELTER, Christian; SETTELE, Josef & WISSEL, Chri-
stian (1996):
Die Bedeutung von Störungen und Pflegemaßnahmen für
das Überdauern von Schmetterlingspopulationen im Kon-
text eines Modells.- Verh. Ges. Ökol. 26, 483-488.
- STETTMER, Christian; Birgit BINZENHÖFER, Patrick
GROS & Peter HARTMANN (2001):
Habitamanagement und Schutzmaßnahmen für die Amei-
senbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nau-
sithous*. Teil 2: Habitatsprüche, Gefährdung und Pflege.-
Natur und Landschaft 76 (8): 366-375.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT FREISING (2002):
www.bayern.de/www-fs/pegelonline-fs.htm
- WEIDEMANN, Hans-Josef (1995):
Tagfalter: Beobachten, bestimmen. 2., völlig neu bearb.
Auf. - Augsburg: Naturbuch.
- WEY, Hildegard (1994):
Effizienzkontrollen bei Naturschutzgroßprojekten des
Bundes - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 40, 187-
197.
- ZEHLIUS, Wolfgang (1991):
Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
im Freisinger Moos - Fauna: Ergebnisse 1991.- Mskr.
- (1992):
Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
im Freisinger Moos - Fauna: Ergebnisse 1992.- Mskr.
- (1993):
Faunistische Erfolgskontrolle Freisinger Moos – Giggen-
hauser Moos 1993.- Mskr.
- (1994):
Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
im Freisinger Moos – Fauna: Ergebnisse 1994.- Mskr.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Wolfgang Zehlius-Eckert
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
der TU München-Weihenstephan
85350 Freising
email: zehlius@gmx.de

Hans Schwaiger
Büro Hadatsch & Schwaiger
Wippenhauser Str. 39
85354 Freising
email: hans.schwaiger@freisinger-moos.de

Armin Beckmann
Kleinbachern 1
85354 Freising
email: armin-beckmann@t-online.de

Auswirkungen des Gewässer-Anstaus in einem verheideten Hochmoor nach acht Jahren

(Weidfilz, NSG Osterseen im Landkreis Weilheim-Schongau)*

Wolfgang BRAUN und Cornelia SIUDA

1. Bedeutung und Geschichte des Weidfilzes

Das Weidfilz ist Teil einer durch den ehemaligen Isar-Vorlandgletscher vorgeformten Seen- und Moorlandschaft, ca. 50 km südlich von München. Angrenzend zur Eiszerfallslandschaft der Osterseen entstanden postglazial auf Seetonen des vormalig größeren Würmsees (heute: Starnberger See) zwei große Regenmoorkomplexe, mit einer Ausdehnung von insgesamt etwa 700 ha. Das Weidfilz umfasst dabei den westlichen Teil mit ursprünglich etwa 400 ha, das Schechenfilz den östlichen Teil. Sie werden durch den Bodenbach im Laggbereich der beiden Hochmoore voneinander getrennt. Nach KAULE (1974) handelt es sich um den Typ eines „asymmetrischen Hochmoors mit Spirke im Randgehänge“. Neben allen üblichen Hochmoorpflanzen und -tieren kommen auch ausgesprochene Seltenheiten vor, wie die Zwergbirke (*Betula nana*), der Kammfarn (*Dryopteris cristata*) und der Hochmoor-Gelbling (*Colias palaeno*).

Weidfilz und Schechenfilz bilden den Nordostteil des seit 1981 bestehenden Naturschutzgebiets „Osterseen“ (insges. 1086 ha), das neuerdings zugleich als Fauna-Flora-Habitat-Gebiet (FFH-Gebiet) Nr. 8133-301 der EU-bedeutsamen Natura 2000-Gebiete geführt wird (ALLMBL 11/2001). Der Starnberger See (mittlerer Wasserspiegel bei 584 m über NN) ist ca. 500 m vom Nordrand der Moorkomplexe entfernt, deren höchster Punkt 596 m über NN erreicht. Am Seeufer liegt der Ortskern der Gemeinde Seeshaupt. Daneben entstanden im Randbereich der Hochmoore einzelne Weiler, wie Staltach im Süden des Weidfilzes (s. Abb. 1).

Die Siedlungen waren Ausgangspunkt für die menschliche Einflussnahme: So wurde bereits in den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts in den Randbereichen des Weidfilzes Torf im Handstichverfahren abgebaut, seit den 30er Jahren auch maschinell durch einen Gewerbebetrieb. Während des 2. Weltkriegs unternahm man im Moor Versuche zur gemischten Torf-Kohlenstaub-Verarbeitung (mdl. Fr. v. LeSuire, Seeshaupt). Außerdem sollte vom Torfwerk Staltach aus der gesamte Süden des Weidfilzes durch ein System von etwa 10 Baggerkanälen für den Torfabbau er-

schlossen werden. Vier von diesen sind tatsächlich ausgebaut worden. Seit dem Jahr 1955 ruht der gesamte Brenntorfabbau als Folge der geänderten Wirtschaftslage. Der Antrag einer Gartenbaufirma auf Abbau des Moores zur Frästorfgewinnung scheiterte im Jahr 1976 beim Raumordnungsverfahren.

2. Wiedervernässung durch Anstau von Entwässerungsgräben

2.1 Voruntersuchungen

Nach der Aufgabe des Torfabbaus sind im Weidfilz ca. 150 ha nicht abgetorfte Hochmoorfläche erhalten geblieben. Davon ist ungefähr ein Drittel noch in einem weitgehend naturnahen Zustand (Zentrum), ein Drittel durch Schlitzgräben vorentwässert (Nordteil) und ein Drittel durch vier je ca. 800 m lange und bis zu 3 m tiefe Baggergräben tiefgreifend entwässert (Südteil). Damit lag es nahe, sich über die Wiedervernässung der ausgetrockneten, stark verheideten und in Bewaldung befindlichen Moorteile Gedanken zu machen.

Im Rahmen einer aktiven Naturschutzarbeit vergab das Landratsamt Weilheim-Schongau, Untere Naturschutzbehörde (UNB), 1993 eine Renaturierungsplanung für das Weidfilz an die Koautorin. Neben der Erfassung der aktuellen Pflanzendecke im Gesamtgebiet, konzentrierte sich die Arbeit auf die Planung von Vernässungsmaßnahmen. Demzufolge sollten die noch nicht abgebauten, aber durch die Baggerkanäle stark verheideten Hochmoorteile durch den Aufstau der Entwässerungsgräben vernässt werden. Zielrichtung war die Minimierung des Niederschlagsabflusses sowie die erneute Etablierung einer funktionstüchtigen Pflanzendecke über den degradierten obersten Torfschichten durch Förderung des Wachstums torfbildender Arten.

2.2 Ausführung und Finanzierung

Aus pragmatischen Erwägungen erfolgte der Anstau der vier großen Baggerkanäle in zwei Bauabschnitten jeweils im Spätherbst 1993 und 1994. Die Bauleitung lag in den Händen der Koautorin.

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. Nov. 2002 in Rosenheim

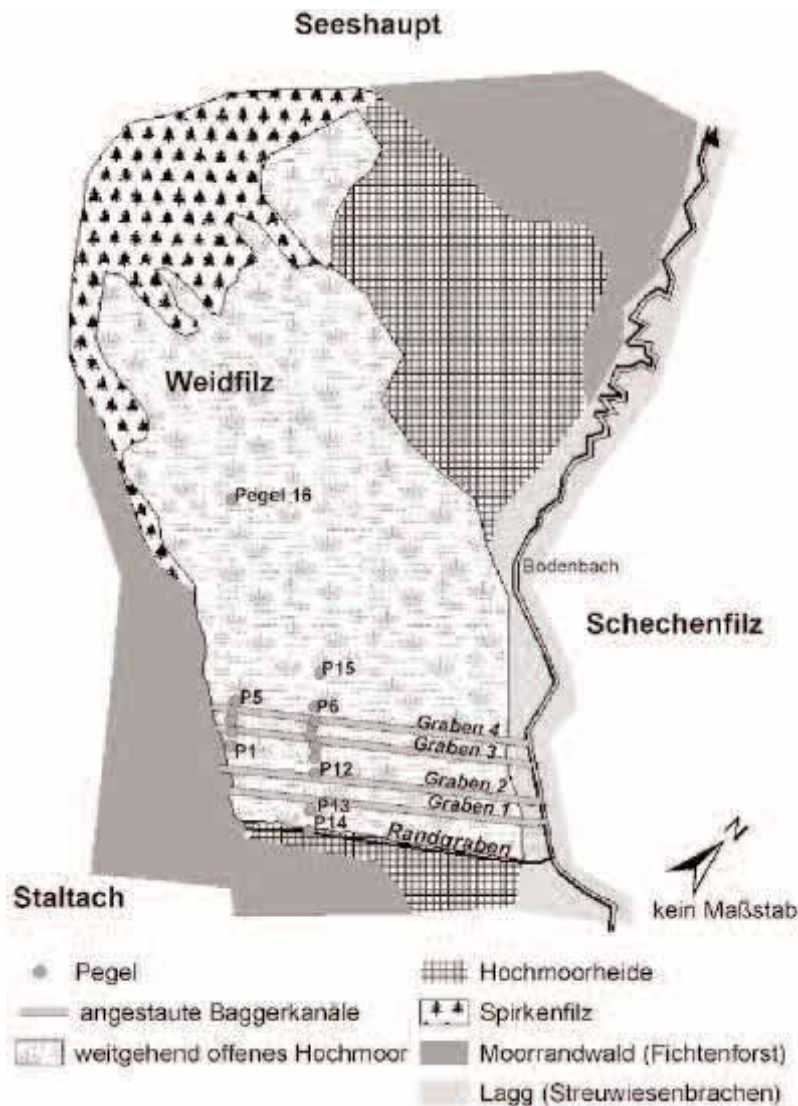


Abbildung 1

Strukturkarte Weidfilz (stark vereinfacht)

Pro Graben wurden je 6 bis 7 Stauwehre mit Hilfe eines auf Ketten fahrenden Baggers eingebaut. Diese bestehen aus quer in das gewachsene Grabenprofil eingesenkten Fichtenrundhölzern, die zusätzlich von senkrechten „Piloten“ gesichert werden (Bauprinzip Abb. 2). Die Fichtenstämme waren vor den eigentlichen Bauarbeiten durch ein spezielles Moor-Rückefahrzeug in das Gelände gebracht worden. Die senkrechten Stämme konnten mit der Baggerschaufel bis in den Seeton eingeschlagen werden. Diese Konstruktionen wurden ca. 8 m breit mit Hochmoortorf bis weit über den Grabenrand hinaus so hinterfüllt, dass überschüssiges Niederschlagswasser flächig über die gewachsene Mooroberfläche der seitlich angrenzenden Torfrücken abfließen muss, wo es keine Erosionen auslösen kann. Zur Verwendung kam nur Hochmoortorf, der hier 4 Meter tief ansteht (PAUL & RUOFF 1932) und im direkten Grabenumgriff gewonnen wurde. An den Torfentnahmestellen entstanden Kolke, die sich später zu landschaftlich interessanten Gewässern weiterentwickeln sollten.

Begleitend zu den Einstaumaßnahmen erfolgte eine Schwendung der auf den verheideten Rücken aufgewachsenen Fichten, Waldkiefern und Moorbirken, um die Hochmoorweite wiederherzustellen, den Hochmoorpflanzen Licht zu verschaffen und die Evapotranspiration zu verringern.

Für die Finanzierung der Baumaßnahmen standen sogenannte Landschaftspflegemittel zur Verfügung. Dabei beliefen sich die Baukosten auf folgende Beträge:

- 1. Abschnitt 1993: 13 Stauwehre mit Breiten von je 6-7 m einschl. der Entbuschung durch den Maschinenring Oberland. 30.000 DM (ca. 15.400 Euro).
- 2. Abschnitt 1994: 12 Stauwehre, darunter 6 Wehre mit einer Breite von 6-7 m und 6 Wehre mit einer Breite von 13 m; dazu ca. 6 Torfverfüllungen an weiterem Graben ohne Holzverbau. Der Holzzukauf („Käferholz“) über die Tiefbau-Firma und das Holz-Rückefahrzeug ist im Preis enthalten (SI-UDA 2002). 60.000 DM (30.700 Euro).

Abb. 2: Stauwehr für große Gräben -
Maschinell einzubauen mittels Bagger (schematisiert)

Kronenbreite an der gewachsenen Grabenschulter: 7-12 m
Grabentiefe (einschließlich weicher Torfschlammschichten): 1,90-3,50 m

Bauprinzip:
Einbau von querliegenden Fichtenstammhölzern, Sicherung mit senkrechtstehenden Piloten;
Torfentnahme für die Torfüberdeckung der Holzkonstruktion aus dem direkten Umgriff des
Stauwehrs (Greifarmreichweite des Baggers)

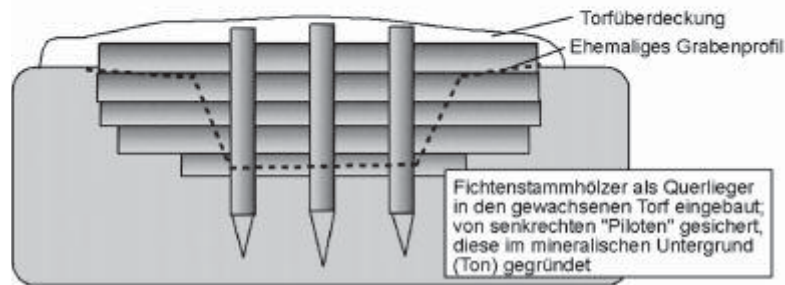


Abbildung 2

Stauwehr für große Gräben - Maschinell einzubauen mittels Bagger (schematisiert)

Die Erfolgskontrolle der Wiedervernässungsmaßnahmen teilten sich die beiden Autoren. Den hydrologischen Teil übernahm C. Siuda, den vegetationskundlichen W. Braun.

3. Überwachung des Moorwasserhaushalts

3.1 Pegelmessungen

Die Überwachung des Moorwasserhaushalts begann mit der Einrichtung von Moorpegeln. Dabei wurden im Jahr 1993 zunächst 12 und 1994 weitere 4 Pegelrohre (1 m Länge, Durchmesser 5 cm; unten offen, mit Bohrmaschine im Schaft „perforiert“) aus Hart-PVC mit Deckel, jeweils kurz nach Beendigung der Baumaßnahmen an Bodenstellen mit einem mittleren Geländeniveau (nicht Bult oder Schlenke) so weit eingeschlagen, dass die Rohrenden etwa 10 cm über die Oberfläche aufragen. Als Höhen- bzw. Lagekontrolle wurde direkt daneben je ein Holzpflock bodenbündig eingeschlagen. Die Ablesung des Wasserstandes erfolgte mittels eines flexiblen Meterstabes innen im Rohr.

Die Lage der Pegel im Gelände entspricht 2 parallelen Transektreihen (Pegel 1 bis 5 im Westen, 6 bis 14 weiter östlich) senkrecht zu den angestauten Baggerkanälen. Zusätzlich dazu wurde je ein Pegel in einem verheideten sowie in einem weitgehend natürlichen Bereich des Hochmoorzentrums eingerichtet (Pegel 15 u. 16).

Die Pegelablesung erfolgte, soweit möglich, in 14tägigem Turnus durch die Koautorin oder J. WÖLFL, UNB Weilheim-Schongau, vom Dezember 1993 bis zum August 1997. Terminverschiebungen oder Ausfälle einzelner Daten gab es v. a. aufgrund unzugänglicher Pegel unter hoher Schneedecke bzw. unter Eis, insbesondere bei Lage an überstauten Grabenrändern. Daraus resultierte für die einzelnen Monate ei-

ne unterschiedliche Anzahl von Messungen. Um diesen Fehler so gering wie möglich zu halten und die Auswertungen übersichtlich zu gestalten, wurden die für jeden Monat vorliegenden Werte gemittelt und erst mit jenen Ergebnissen die Diagramme (Abb. 4-6) und die Tabelle 1 erstellt.

3.2 Beeinflussung durch Klima und Wetter

Um die Beeinflussung des erwarteten Anstiegs des Moorwasserspiegels durch das Wettergeschehen verfolgen zu können, sollten die Pegelgänge zum aktuellen Witterungsverlauf in Beziehung gesetzt werden. Dazu mussten die monatlichen Niederschlagssummen (l/m^2 ; Niederschlags-Messstation Seeshaupt) sowie die mittleren Werte der relativen Feuchte (%) und der Temperatur ($^{\circ}C$; jeweils Klimastation Attenkam südl. Münsing) vom Deutschen Wetterdienst abgefragt und in die Diagramme (Abb. 3-6) integriert werden.

Abb. 3 zeigt den Witterungsverlauf vom Dezember 1993 bis zum Juli 1997. Durch die Anwendung einer unterschiedlichen Skalierung für die Niederschlagssummen und Mitteltemperaturen in Anlehnung an die Klimadiagramme nach WALTER und LIETH (1960) kann für die einzelnen Monate abgeschätzt werden, wie hoch der Niederschlagsüberschuss gegenüber der Verdunstung war (Säule über der Temperaturlinie) oder ob gar ein Defizit eingetreten war (Säulenende unter der Temperaturlinie).

Auffällig sind die zweigipfeligen Niederschlagsmaxima in den Sommermonaten sowie die Niederschlagsdepressionen im Winter. Letztere konnten sich wegen der Vegetationruhe jedoch nicht negativ für die Pflanzenwelt auswirken. Relativ untypisch trocken verlief der Sommer 1994. Trotzdem trat im Beobachtungszeitraum bezogen auf die Monate nie ein Defizit ein. Da die höchsten Temperaturen in der Zeit der höchsten Niederschläge auftraten, blieb die relative Feuchtigkeit stets im Bereich zwischen 65

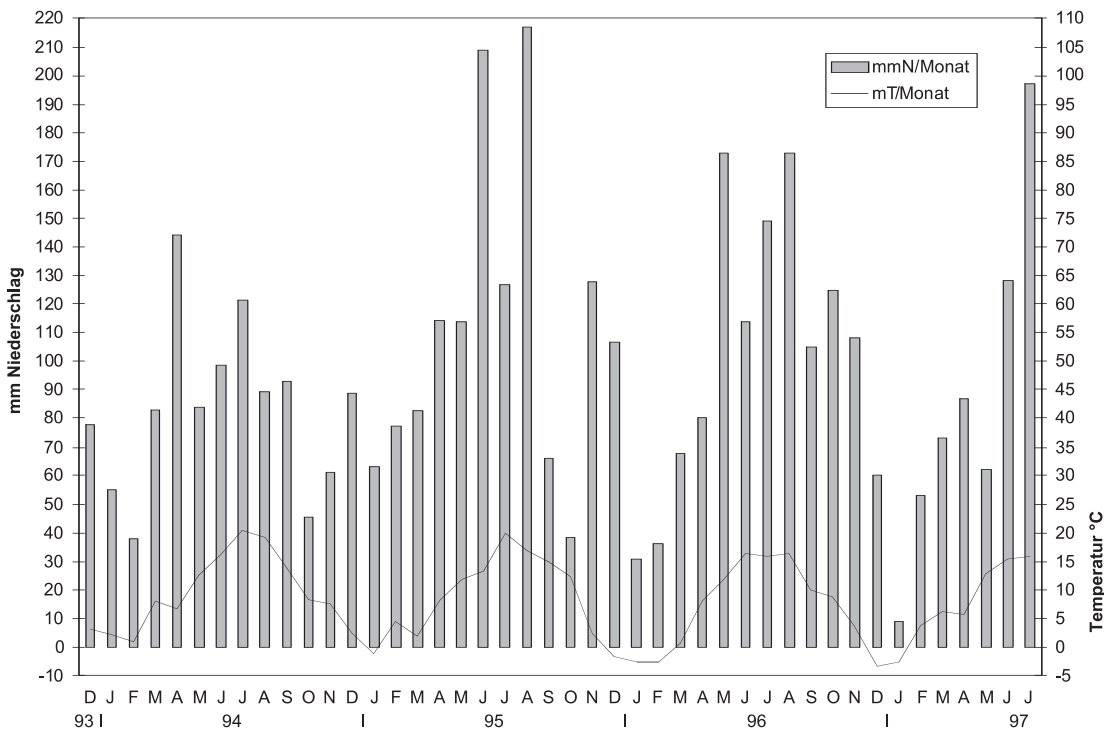


Abbildung 3
Monatliche Niederschlagssummen und Durchschnittstemperaturen vom Dezember 1993 bis Juli 1997 nach Daten der Niederschlagsmessstelle Seeshaupt und der Klimastation Attenkam

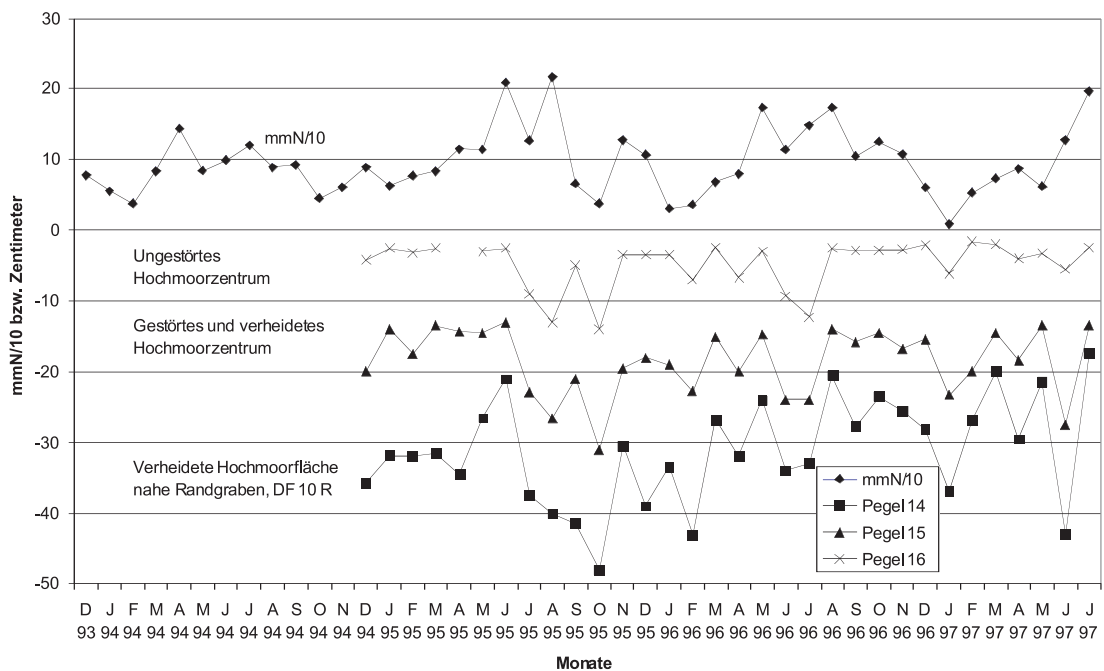


Abbildung 4
Monatliche Niederschlagssummen mit Pegelgängen 14, 15 und 16

und 90%. Für Seeshaupt wird ein langjähriges Mittel der jährlichen Niederschlagssummen (Messzeitraum 1906-1960) von 1296 mm angegeben (BAYER. ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR RAUMFORSCHUNG 1960). Diese Bedingungen lassen bestehendes bzw. erneutes Torfmoos- und Hochmoorwachstum ohne weiteres zu.

3.3 Veränderungen des Moorwasserhaushalts

Die Abbildungen 4–6 gestatten einen Vergleich der Pegelgänge 9-16 mit den Niederschlägen. Um die Ordinate auf den Schwankungsbereich der Moorwasserstände zu begrenzen, wurden die monatlichen Niederschlagssummen auf ein Zehntel reduziert.

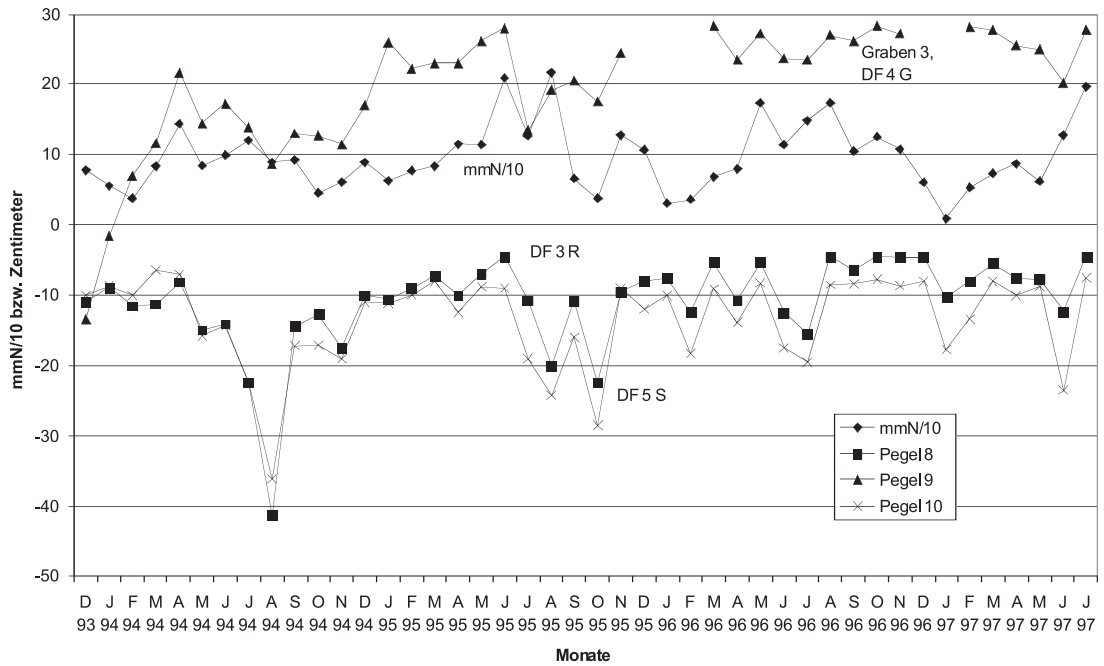


Abbildung 5
Monatliche Niederschlagssummen mit Pegelgängen 8, 9 und 10

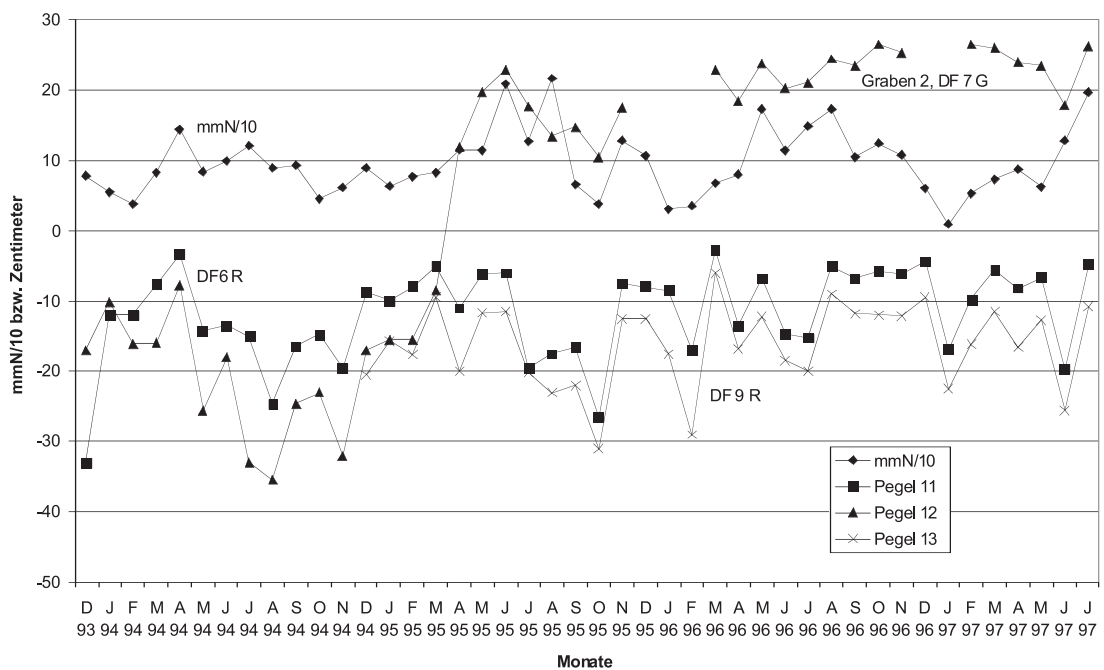


Abbildung 6
Monatliche Niederschlagssummen mit Pegelgängen 11, 12, und 13

Abb. 4 ermöglicht den Vergleich der monatlichen Niederschlagssummen mit den Pegelgängen 14, 15 und 16. Pegel 16 wurde im Jahr 1994 als Kontrollpegel im weitgehend ungestörten Hochmoorzentrum eingerichtet. Sein Verlauf weist eine relativ hohe Kontinuität von 2 bis 4 cm unter der Geländeoberkante (GOK) auf. Eine Überflutung trat niemals auf. In niederschlagsärmeren Perioden während des Sommers fiel der Moorwasserspiegel offensichtlich nur kurzfristig gut 20 cm unter die GOK.

Dieser Pegel zeigt den jahreszeitlichen Verlauf eines Moorwasserstands, der durch die Vernässungsmaßnahmen angestrebt werden sollte. Eine mäßige Überflutung, wie sie im Bereich der Grabenränder auftrat, ist jedoch nicht von Nachteil, da dadurch rasch eine torfbildende Pflanzendecke gebildet wird (s. unten).

Pegel 15 wurde in einem durch Schlitzgräben gestörten und verheideten Teil des Hochmoorzentrums eingerichtet, Pegel 14 auf einer stark ausgetrockneten

Fläche in der Nähe des südlichen Randgrabens. Beide weisen Pegelgänge auf, die durchschnittlich um 14 bzw. 25 cm tiefer verlaufen als im ungestörten Bereich. Mit dem Grad der Entwässerung wird auch die Schwankungsbreite der Pegelgänge größer. Somit ergeben sich beim Pegel 14 Minima von fast 50 cm unter GOK.

Nach dem Ende der Arbeiten am ersten Bauabschnitt (Gräben 3 und 4) setzte Mitte Dezember 1993 eine Tauwetterperiode, begleitet von Regenschauern, ein. Drei Wochen später lag der Wasserstand etwa bei halber Einstauhöhe. Ein vollständiger Anstieg bis zum Überlaufen einiger der Stauwehre trat dann im Frühjahr 1994 nach mehreren längeren Niederschlagsperioden ein.

Die Arbeiten im Herbst 1994 (Gräben 1 und 2) begleitete ein mehrtägiger Dauerregen. Daher füllten sich diese Staubecken, abhängig von ihrem Aufnahmevermögen, innerhalb von 2 bis 4 Wochen. Bis zum Überlaufen vergingen dann nochmals vier Monate.

Sehr deutlich spiegelt sich das Füllen der Gräben im Verhalten der Pegel an Grabenrändern, die durch den Stauwehrebau überflutet wurden (Pegel 2, 4, 7, 9 und 12). Vordem handelte es sich um ausgetrocknete Grabenschultern mit Pegelständen weit unter der Geländeoberkante. Innerhalb eines Vierteljahres nach Stauwehrebau erfolgte dann jeweils eine Überstauung des Geländes bis fast 30 cm (vgl. Abb. 5 u. 6). In niederschlagsarmen Witterungsperioden sanken aber einzelne Pegel kurzfristig wieder bis auf die Geländeoberkante oder knapp darunter. Längere Sommer-trockenheit und Hitze im Juni/Juli 1994 und Juli 1995 ließen den Wasserstand in den Gräben, trotz starker Gewitterregen, bis zu 20 cm fallen.

Die Pegel in verheideten Hochmoorgesellschaften (Pegel 1, 3, 5, 6, 8, 10, 11, 13) auf den aufgewölbten Torfrücken zwischen und neben den angestauten Baggerkanälen zeigten einen Verlauf, der gegenüber dem Pegel 16 um ca. 20-30 cm nach unten verschoben war (Abb. 5 u. 6). Allerdings fielen die Moorwasserspiegelminima noch tiefer, nämlich auf etwa 35 bis 40 cm unter Gelände ab. Außerdem wurden niederschlagsärmere Perioden weniger abgefedert als bei Pegel 16.

In der Tabelle 1 sind die Jahreswerte der Pegel, die für die Beurteilung der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen von Bedeutung sind, wiedergegeben. Als Bezugspunkt für die Berechnung des Anstiegs des Moorwasserspiegels dienten für die Pegel 6-8 und 10-12 die Mittelwerte für das hydrologische Jahr 1994, für die Pegel 13-16 die Mittelwerte für das hydrologische Jahr 1995. Der Wasserspiegelanstieg für den Pegel 9 musste in Bezug auf den Dezemberwert 1993 berechnet werden, da schon im Februar 1994 eine deutliche Beeinflussung durch die Stauwerke zu beobachten war. Die Resultate dieser Berechnungen sind mit den beiden letzten Spalten in Beziehung zu den nachfolgend beschriebenen Ergebnissen vegetationskundlicher Untersuchungen gesetzt.

4. Beobachtung der Pflanzendecke

4.1 Vegetation der Gräben

Vor dem Einstau waren die Grabenränder besonders stark ausgetrocknetet, verheidet und mit Bäumen bestockt. Nässeliebende Arten lebten nur an der Grabensohle (Abb. 7-8).

Seit dem Einstau blieben die Grabenschultern ständig vernässt. Absterbende Besenheide (*Calluna vulgaris*) färbte diese bald weithin braun. Außerdem schwamm das für Moortümpel typische Torfmoos *Sphagnum cuspidatum* von der Grabensohle auf und heftete sich an die Pflanzenreste der Gewässerränder (Abb. 9). Bis zum Sommer 1999 waren die Heideflächen durch Bestände des Scheidigen Wollgrases (*Eriophorum vaginatum*) ersetzt, die Wasserflächen fast vollständig mit flutenden Torfmoosdecken zugewachsen und Bäume, deren Wurzeln unter Wasser geraten waren, wie Waldkiefern, Fichten und Spirken, abgestorben (Abb. 10). Bis zum Sommer 2002 sind diese Gehölze obendrein durch Holzersetzung und Schneedruck in sich zusammengebrochen gewesen.

4.2 Auswahl und Untersuchung von Dauerbeobachtungsflächen

Zur Beobachtung der Vegetationsentwicklung an den Grabenschultern sowie auf den Rücken zwischen und neben der angestauten Gräben reichte die einfache Beobachtung, wie sie vorstehend dargestellt ist, nicht aus. Deshalb wurden Dauerbeobachtungsflächen (DF) angelegt, die in gewissen Abständen pflanzensoziologisch untersucht und nach einer genau festgelegten Methode fotografiert werden sollten.

Die Lage der Flächen richtet sich mehr oder weniger nach einer Achse, die senkrecht zu den Gräben verläuft und an der auch die von der Koautorin angelegten Pegel 6-14 liegen (Abb. 1). Mit Ausnahme der DF 8 auf dem Rücken zwischen den Gräben 1 und 2 konnten alle beobachteten Flächen in Beziehung zu einem der Pegel gebracht werden. Dabei handelt es sich um Quadrate oder Rechtecke mit jeweils möglichst homogener Vegetation und Grundflächen zwischen 30 und 50 qm. Die Ecken der DF wurden mit Pflöcken und versenkten Magneten gesichert, seit dem Sommer 2002 auch mit Hilfe von GPS-Koordinaten. Sechs Dauerflächen befinden sich auf den Torfrücken zwischen den Gräben, zwei DF an Ränder von Gräben und 2 auf Spuren, die der beim Bau verwendete Bagger hinterlassen hatte. Die Lage der DF ist zusätzlich zu ihrer Nummerierung durch die Zusätze „R“, „G“ bzw. „S“ gekennzeichnet.

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen erfolgten nach der bewährten Methode von BRAUN-BLANQUET (1964). Nach den Erstaufnahmen im September 1994 wurden Kontrollaufnahmen in den Monaten September 1997 und 2002 durchgeführt. Die einzelnen Aufnahmen sind für den Vergleich in den Tabellen 1-2 zusammengestellt worden.



Abbildung 7

Randgraben östlich der DF 10, Blickrichtung O, 16.9.97. Grabenränder stark verheidet und bestockt. Auf der Grabensohle *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum cuspidatum*.



Abbildung 8

Graben 2 vor dem Anstau, Blickrichtung W, 6.9.94. Grabenränder stark verheidet, feuchtigkeitsliebende Pflanzen nur auf der Grabensohle.

Darin wurden die Arten so weit wie möglich zu ökologischen Gruppen und innerhalb dieser wiederum nach abnehmender Stetigkeit sortiert. Unter Kennarten von Torfmoosgesellschaften sind die bekannten Oxyccoco-Sphagnetee-Arten zu verstehen. Die Arten von Zwergstrauchheiden bestehen aus Nardo-Callunetea-Arten und bodenbewohnende Flechten, die Arten von Hochmoorwäldern aus Vaccinio-Piceetea-Arten und Kiefern. Die Arten von Moortümpeln enthalten Grünalgen und oft flutende Torfmoose.

Die Benennung der Gefäßpflanzen und Kryptogamen richtet sich nach OBERDORFER (1990), KOPERSKI et al. (2000), MOOSER (1983) bzw. WIRTH (1995).

4.3 Photographische Dokumentation

Zur photographischen Dokumentation der vegetationskundlichen Veränderungen wurden bei jeder Fläche je zwei Eckpunkte ausgewählt und von dort aus Bilder in normaler Augenhöhe mit einer Kleinbildkamera und einer Objektiv-Brennweite von 35 mm



Abbildung 9

Angestauter Graben 3, Blickrichtung W, 6.9.94. Links absterbende *Calluna*, vorne noch unbewachsene Dammschüttung.



Abbildung 10

Angestauter Graben 3, Blickrichtung W, 22.9.99. *Calluna vulgaris* ist durch *Eriophorum vaginatum* ersetzt, Wasserfläche mit flutendem *Sphagnum cuspidatum* weitgehend zugewachsen. Zu tief stehende Waldkiefer und Spirken sind abgestorben.

im Querformat diagonal über die Probefläche angefertigt, wobei auch der Hintergrund bis zum Horizont mit erfasst wurden. Die Photopunkte und Blickrichtungen sind in den Lageskizzen der einzelnen DF eingetragen. Bei jeden Untersuchungstermin wurden die Motive der ersten Bilder wiederholt. Die Abb. 11 bis 16 geben Beispiele davon.

4.4 Veränderungen der Vegetation

4.4.1 Flächen am Rand angestauter Gräben (Tabelle 2)

Die DF 4 G liegt unmittelbar neben der Oberkante des Grabens 3. Gleich nach seinem Vollaufen im Frühjahr 1994 wurden dort Senken zwischen den Calluna-Bülten überflutet. Hier entwickelten sich zunächst Grünalgen-Watten und *Sphagnum angustifolium*, später auch *Sphagnum cuspidatum* (Abb. 11).

Tabelle 1

Vergleich der mittleren Pegelstände mit der Vegetation

Pegel Nr.	Graben Nr.	Anstieg MWS ab	Mittlere Pegelstände (Hydrologische Jahre)					DF/Lage	Vegetation/Besondere Vorgänge
			Dez 1993	1994	1995	1996	1997		
1	3		-15,5	-16,4	-16,5	-12,7	-11,0	R	Verheidetes Sphagnetum
			A		-0,1	3,7	5,4		
2	3	Dez 94	-15,5	-8,5	5,3	10,3	10,1	G	Verheidetes Sphagnetum
			A		13,9	18,9	18,6		
3	4		-13,5	-18,9	-19,3	-16,4	-15,7	R	Verheidetes Sphagnetum
			A		-0,4	2,5	3,2		
4	4	Jan 95	-12,8	0,3	13,5	19,3	19,1	G	Verheidetes Sphagnetum
			A		13,2	19,0	18,8		
5	4		-18,0	-17,7	-13,9	-9,8	-8,3	R	Verheidetes Sphagnetum
			A		3,9	7,9	9,4		
6	4		-11,0	-15,5	-15,1	-11,6	-12,2	1/ R	Verh.Sphagn./ Sr=
			A		0,4	3,9	3,3		
7	4	Dez 94	-15,0	-11,3	10,4	15,4	11,9	2/ S	Verh.Sphagn./ Sr+,Ev+
			A		21,7	26,7	23,2		
8	4		-11,0	-15,6	-11,7	-8,5	-7,2	3/ R	Verh.Sphagn./ Sr+
			A		3,9	7,1	8,4		
9	3	Feb 94	-13,5	9,6	21,5	25,8	25,9	4/ G	Verh.Sphagn./ Sr+,Ev+,Ox+,Cv-
			A		23,1	35,0	39,3		
10	3		-10,0	-15,0	-14,8	-11,9	-11,7	5/ S	Verh.Sphagn./ Sr+,Ev+
			A		0,2	3,1	3,3		
11	3/2		-33,0	-15,1	-12,9	-9,7	-9,1	6/ R	Verh.Sphagn./ Sr+,Ps+
			A		2,2	5,4	6,0		
12	2	Apr 95	-17,0	-20,6	-1,4	22,1	24,2	7/ G	Verh.Sphagn./ Sr+,Ev+,Ox+,Cv-
			A		19,2	42,7	44,8		
	2							8/ R	Verh.Sphagn./ Sr+
			A						
13	1			*-20,5	-18,4	-14,8	-15,3	9/ R	Verh.Sphagn./ Sr+,Ps+, Pinus+
			A			3,6	3,1		
14	Randgraben			*-35,7	-34,6	-30,6	-27,6	10/ R	Verh.Sphagn./ Ps+,Cv+,Pinus+
			A			4,0	7,0		
15	Gestörtes Zentrum			*-20,0	-18,94	-18,4	-18,1		Verheidetes Sphagnetum
			A			0,5	0,8		
16	Ungest. Zentrum			*-4,3	-5,9	-4,9	-3,3		Reines Sphagnetum
			A			1,0	1,6		

Anm.: Hydrologische Jahre (Nov. bis Okt.) mit Ausnahme 1994 (Dez. bis Okt.) und 1997 (Nov. bis Juli)

Abk.: A = Anstieg des Pegels nach dem Einstau R = Torfrücken
 Cv = Calluna vulgaris G = Grabenrand
 DF = Dauerbeobachtungsfläche S = Baggerspur
 Ev = Eriophorum vaginatum
 MWS = Moorswasserspiegel
 Ox = Oxycoccus oxycoccus
 Ps = Pleurozium schreberi
 Sr = Sphagnum rubellum
 * = Nur Dezember-Werte 1994

Die meisten Kennarten der Torfmoosgesellschaften reagierten auf die ungewöhnliche Wasserzufuhr positiv. So nahmen im Laufe der Jahre *Sphagnum rubellum*, *Eriophorum vaginatum* und *Oxycoccus oxycoccus* erheblich und *Sphagnum magellanicum* geringfügig zu. Arten, die auf den Hochmoorbülten gewöhnlich ganz oben stehen, gingen dagegen zurück (*Polytrichum strictum*) oder verschwanden ganz (*Dicranum bergeri* und *Sphagnum capillifolium*).

Andererseits wurden die Calluna-Bülten schwer bedrängt. *Calluna vulgaris*, *Pleurozium schreberi* und *Cladonia chlorophaea* schrumpften zusammen oder

starben ganz ab. Außerdem verschwanden alle Kennarten von Hochmoorwäldern und die sonstigen Arten, was zu einer erheblichen Reduzierung der Artenzahl führte (Abb. 12).

Die Gräben 1 und 2 wurden im Spätherbst 1994 angestaut. Deshalb trat die Überflutung der DF 7 G erst im Sommer 1995 ein. Grünalgen-Watten und *Sphagnum angustifolium* konnten so erst bei der Untersuchung im Sommer 1997, *Sphagnum cuspidatum* sogar erst 2002, festgestellt werden. Ähnlich wie auf der PF 4 nahmen durch das große Wasserangebot einige Hochmoorarten erheblich zu, wie *Sphagnum ru-*

Tabelle 2

Vegetation an Grabenrändern und auf Baggerspuren

Dauerbeobachtungsfläche		4 G			7 G			2 S			5 S		
Aufnahmejahr		94	97	02	94	97	02	94	97	02	94	97	02
Aufnahmemonat		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Aufnahmefläche (qm)		48	48	48	50	50	50	30	30	30	30	30	30
Mittlerer Moorwasserspiegel (cm)		10	26	.	-21	24	.	-11	12	.	-15	-12	.
Deckungsgrad Krautschicht (%)		50	75	80	70	65	85	30	40	80	40	65	80
Deckungsgrad Mooschicht (%)		15	90	90	75	95	95	20	45	80	50	65	90
Artenzahl		22	10	10	19	19	17	19	14	16	18	15	17
Kennarten von Torfmoosgesellschaften													
Sphagnum rubellum	M	1.3	1.3	3.3	1.3	3.4	4.4	2.3	3.3	4.4	3.3	4.3	4.4
Polytrichum strictum	M	1.3	+3	1.2	3.3	1.3	2.3	2.3	1.3	1.3	2.3	1.3	2.3
Andromeda polifolia	Z	+2	+2	+2	1.2	+2	1.2	+2	+2	+2	1.2	+2	1.2
Eriophorum vaginatum	G	2.2	4.2	4.2	1.2	3.2	4.2	+2	3.2	4.2	2.2	3.2	3.2
Oxycoccus oxycoccus	Z	1.2	1.2	3.3	1.2	1.2	3.3	.	+1	+2	1.2	1.2	2.2
Sphagnum magellanicum	M	+2	+2	+2	+3	+2	1.2	.	+2	+2	.	+2	+2
Sphagnum capillifolium	M	.	.	.	+2	+2	.	+2	+2	+2	+2	.	.
Dicranum bergeri	M	+3	.	.	+3	+2
Rhynchospora alba	G	+2	+2	.	.	.
Drosera rotundifolia	K	+1	.	.	.
Arten von Zwergstrauchheiden													
Calluna vulgaris	Z	3.2	+2	+2	4.3	3.3	2.3	3.3	2.3	2.3	3.2	3.2	3.2
Pleurozium schreberi	M	1.3	.	.	3.3	+2	+2	+2	1.2	+2	+2	+2	+3
Cladonia chlorophaea	F	+2	.	.	1.3	+2	.	+3	.	.	+2	+2	.
Cladonia macilenta	F	.	.	.	1.3	+3	.	+3	.	.	+2	.	+2
Arten von Hochmoorwäldern													
Pinus sylvestris juv.	H	+1	.	.	+1	+1	+1	+1	.	.	R.	+1	+1
Betula pubescens juv.	H	R.	.	R	+1	R.	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1
Picea abies juv.	H	R.	.	.	+1	R.	R	.	.	.	R.	.	.
Pinus rotundata juv.	H	+1	1.1	+1	+1	1.2	.	.	+1
Vaccinium uliginosum	Z	+2	+2	+2	.	.	R
Melampyrum pratense paludosum	K	+1	+1
Vaccinium vitis-idaea	Z	+1
Vaccinium myrtillus	Z	.	.	.	+1
Arten von Moortümpeln													
Sphagnum angustifolium	M	2.3	4.5	3.3	.	1.3	2.3	.	.	+2	.	.	.
Sphagnum cuspidatum	M	.	1.3	2.3	.	.	1.2
Chlorophyceae (Grünalge)	A	2.3	+3	.	.	1.4
Sonstige Arten													
Aulacomnium palustre	M	+2	.	.	+3	1.3	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2
Molinia caerulea	G	+2	.	.	.	R.	+2	+2	1.2
Cladonia coniocraea	F	+3	.	.	+2	+2	.
Salix nigricans juv.	H	R.	+1
Quercus robur juv.	H	.	.	.	R.	R.	.
Pohlia nutans	M	+2
Epilobium angustifolium	K	R.
Taraxacum officinale	K	R.
Marasmius perforans	P	.	.	.	+2
Myxomycet (Schleimpilz)	P	+2
Cerastium holosteoides	K	+2
Galerina sp.	P	+2
Pogonatum aloides	M	+3
Epilobium palustre	K	R.	.	.
Acer pseudoplatanus juv.	H	R.	.	.

bellum, *Eriophorum vaginatum* und *Oxycoccus oxycoccus*. Elemente von Hochmoorwäldern, nämlich *Pinus rotundata* und *Melampyrum pratense ssp. paludosum* konnten sich neu ansiedeln. Dagegen gingen Arten von Zwergstrauchheiden stark zurück

(*Calluna vulgaris*, *Pleurozium schreberi*) oder verschwanden ganz (Flechten).

Alle diese Vorgänge verursachten auf beiden DF einen erheblichen Anstieg der Deckungsgrade der Moos- und Krautschichten. Die Oberfläche der Moosrasen



Abbildung 11

Dauerbeobachtungsfläche 4, Blickrichtung O, 6.9.94. Zustand kurz nach der Überflutung.



Abbildung 12

Dauerbeobachtungsfläche 4, Blickrichtung O, 13.9.02. *Calluna vulgaris* ist durch *Eriophorum vaginatum* ersetzt. Zu tief stehende Waldkiefern und Spirken sind abgestorben. Auf dem Damm wachsen junge Waldkiefern nach.

hatte sich bis zum Jahr 2002 bereits deutlich erhöht, was aus dem Vergleich mit dem Wasserstand hervorging. Im Dezember 1993 stand der Wasserspiegel bei den Beobachtungsrohren noch rund 14 bzw. 17 cm unter der Oberfläche, 1997 dagegen 24 bis 26 cm über der ehemaligen Nulllinie. Trotzdem wuchsen die meisten Moose über der Wasseroberfläche. Gemessen wurde ein Ansteigen des Moorwasserspiegels um 39 bzw. 45 cm.

Insgesamt entstanden hier Moorteile mit deutlichen Merkmalen von Wachstumskomplexen. Auch außerhalb der Dauerflächen haben sich bis heute in mehr oder weniger ausgedehnten Sackungsbereichen neben den Gräben ähnliche Flächen gebildet.

4.4.2 Baggerspuren (Tabelle 2)

Mit besonderer Sorge wurde von Anfang an die Vegetationsentwicklung auf den Baggerspuren beobachtet. In der Tat war hier der Boden anfänglich trotz Verteilung des Bodendruckes durch ein Raupenfahrzeug auf eine große Fläche deutlich verdichtet und die Moosdecke aufgerissen. Die *Calluna*-Bülten waren auf das allgemeine Niveau heruntergedrückt und Gehölztriebe geknickt. Obendrein waren durch Verschmutzungen am Gerät für das Hochmoor fremde Arten eingeschleppt worden.

Die Folgen für die Vegetation zeigten sich am deutlichsten auf der DF 2 (Abb. 13). Im Sommer 1994 war die



Abbildung 13

Dauerbeobachtungsfläche 2, Blickrichtung NO, 7.9.94. Bagger spur im Sommer nach den Staumaßnahmen.



Abbildung 14

Dauerbeobachtungsfläche 2, Blickrichtung NO, 13.9.02. Ehemalige Lücken sind von Torfmoosen aufgefüllt. *Calluna vulgaris* ist weitgehend durch *Eriophorum vaginatum* ersetzt. Spirken gedeihen üppig.

Moosdecke stark reduziert (20%). Andererseits hatten sich mehrere Störungszeiger entwickelt (*Salix nigricans*, *Cerastium holosteoides*, *Pogonatum aloides*).

Im Sommer 1997 und den darauffolgenden Jahren bot sich dem gegenüber ein ganz anderes Bild. Die Waldkiefern (*Pinus sylvestris*), Flechten und Störungszeiger waren verschwunden. Statt dessen hatten sich drei, für Hochmoore spezifische Arten neu angesiedelt, nämlich *Sphagnum magellanicum*, *Oxycoccus oxycoccus* und *Rhynchospora alba*. Im Jahr 2002 war sogar noch *Drosera rotundifolia* hinzugekommen. Gleichzeitig hatten sich *Sphagnum rubellum* und *Eriophorum vaginatum* stark vermehrt. Das führte zu ei-

nem bedeutenden Anstieg der Deckungsgrade der Moos- und Krautschicht (Abb. 14).

Auf der DF 5 waren ähnliche Vorgänge zu beobachten. Nur verliefen sie in abgeschwächter Form, da dort der Grundwasserspiegel weniger hoch ist. So verschwanden bald wieder der Störungszeiger *Epilobium palustre* sowie die Jungpflanzen von Fichte (*Picea abies*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Die Deckungsgrade von *Sphagnum rubellum* und *Eriophorum vaginatum* stiegen an. Außerdem siedelten sich die Hochmoorarten *Sphagnum magellanicum*, *Dicranum bergeri*, *Pinus rotundata*, *Vaccinium uliginosum* und *Melampyrum pratense ssp. paludosum*

neu an. Damit verdichteten sich die Moos- und Krautschicht erheblich.

Bei beiden Beispielen waren die anfänglichen Vegetationsschäden durch die Baggerspuren schon nach kurzer Zeit nicht mehr zu erkennen. Statt dessen hatten sie sich gerade durch das Plattwalzen der Calluna-Bülten und die geringfügige Bodenverdichtung zu aktiven Erneuerungszellen des Hochmoores entwickelt. Bei der DF 2 lag der Wasserstand zuletzt 12 cm über, bei der DF 5 dagegen 12 cm unter der ursprünglichen Oberfläche. Der Anstieg des Moorwasserspiegels betrug 23 bzw. 3 cm.

4.4.3 Hochmoorflächen im Zentrum und am Rande (Tabelle 3)

Die DF 1 R liegt am nördlichen Ende des Transektes durch das Renaturierungsfeld und damit nahe am noch wenig gestörten Zentrum des Weidfilzes. Sie enthält vom Anfang des Beobachtungszeitraums an relativ reichlich *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum magellanicum* und *Eriophorum vaginatum*. Der Deckungsgrad der Mooschicht war hoch.

Während des Beobachtungszeitraums traten praktisch keine Artenverschiebungen auf. *Cladonia coniocraea* hatte im Sommer 2002 totes, allmählich zerfallendes Holz neu besiedelt. Das Fruchten der angegebenen Pilze an den Untersuchungstagen hing wahrscheinlich mit den dafür günstigen Witterungsbedingungen in den Wochen davor zusammen.

Die DF war offensichtlich schon im Jahr 1994 von dem rund 17 m entfernten Graben 4 kaum beeinflusst und konnte somit auch nicht von seinem Anstau profitieren. Der Moorwasserspiegel lag am Ende der Pegelmessungen etwa 12 cm unter der Oberfläche. Bis zum Sommer 1997 konnte nur eine Erhöhung um 3 cm festgestellt werden (s. Tab. 1).

Die DF 10 R liegt am südlichen Ende des Transektes. Zur Zeit der Erstaufnahme war die Entbuschung schon vollzogen (Abb. 15). Durch die vorhergegangene Beschattung waren die Krautschicht und besonders die Mooschicht lückig geworden. Bis zum Jahr 2002 hatte sich etwas *Sphagnum capillifolium*

Tabelle 3
Vegetation auf Rücken zwischen und neben den angestauten Gräben

Dauerbeobachtungsfläche	1 R			3 R			6 R			8 R			9 R			10 R			
Aufnahmejahr	94	97	02	94	97	02	94	97	02	94	97	02	94	97	02	94	97	02	
Aufnahmemonat	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
Aufnahmefläche (qm)	49	49	49	48	48	48	50	50	50	49	49	49	49	49	49	49	49	49	
Mittlerer Moorwasserspiegel (cm)	-16	-12	.	-16	-7	.	-15	-9	-21	-15	.	-36	-28	.	
Deckungsgrad Strauchschicht (%)	1	.	.	2	
Deckungsgrad Krautschicht (%)	70	80	80	70	80	80	70	80	80	70	85	85	70	80	85	80	90	90	
Deckungsgrad Mooschicht (%)	80	80	80	55	45	80	50	50	90	35	70	80	35	45	85	25	35	60	
Artenzahl	14	14	17	14	14	20	17	17	21	17	15	22	17	17	19	15	15	18	
Kennarten von Torfmoosgesellschaften																			
Sphagnum rubellum	M	4.4	4.4	4.4	1.3	2.3	4.4	2.3	2.3	3.3	1.3	4.4	4.4	2.3	3.3	3.3	2.3	2.3	1.3
Polytrichum strictum	M	2.2	2.3	1.3	3.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	3.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	1.3	1.3	1.3
Andromeda polifolia	Z	+2	+2	R	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2
Eriophorum vaginatum	G	2.2	2.2	2.2	1.2	1.2	1.2	2.2	2.2	2.2	1.2	1.2	1.2	2.2	2.2	2.2	1.2	1.2	1.2
Oxycoccus oxycoccus	Z	1.2	1.2	1.2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	+2
Sphagnum capillifolium	M	1.3	1.3	1.3	2.3	2.3	2.2	.	.	+2	.	.	+2	+2	+2	+2	.	.	1.2
Sphagnum magellanicum	M	2.3	2.3	2.3	1.3	1.2	1.2	+3	+3	+2	.	.	+2	+2	+2	+2	.	.	.
Dicranum bergeri	M	.	.	.	+3	+3	+2	+3	+2	+2	+3	+3	+3	1.3	+2	+2	1.3	1.3	1.3
Arten von Zwergstrauchheiden																			
Calluna vulgaris	Z	4.3	4.3	4.3	4.4	4.4	4.4	4.3	4.3	4.3	4.3	5.3	5.3	4.3	4.3	4.3	4.2	5.2	5.2
Pleurozium schreberi	M	1.2	1.2	1.2	1.3	1.3	2.3	1.3	2.3	3.3	1.2	1.3	1.3	2.3	1.3	3.3	2.3	2.3	4.3
Cladonia chlorophaea	F	1.2	1.2	+2	+2	+2	+2	2.3	1.3	+2	1.3	+3	+2	1.3	1.3	+2	1.2	+2	+2
Cladonia macilenta	F	+2	+2	1.2	.	.	.	1.3	1.3	1.3	.	.	.	+2	+2	+2	+2	.	+2
Cladonia squamosa	F	+2	+2
Leucobryum juniperoides	M	+3
Arten von Hochmoorwäldern																			
Pinus rotundata juv.	H	+1	+1	+1	+1	1.1	1.2	+1	+1	1.1	+1	+1	1.2	.	+1	+1	.	.	.
Pinus sylvestris Str.	H	+1	.	.	1.1
Pinus sylvestris juv.	H	+1	+1	R.	+1	.	.	+1	+1	+1	1.1	1.1	1.1	2.1
Picea abies juv.	H	.	R	.	.	.	R	+1	+1	+1	R.	.	R	+1	.	R	+2	+1	+1
Vaccinium vitis-idaea	Z	+1	+1	+1	.	R	.	1.1	1.1	1.1
Melampyrum pratense paludosum	K	R.	.	+1	+1	+1	R
Betula pubescens juv.	H	R.	.	+1	+1	R
Vaccinium uliginosum	Z	+2	.	.	.	+1	R	.
Sonstige Arten																			
Aulacomnium palustre	M	.	.	.	+2	+2	+2	+3	1.3	1.2	+2	+2	+2	+2	+2	+2	.	.	.
Molinia caerulea	G	+2	+2	+2	+2	+2	+2	.	.	.	+2	+2	+2
Cladonia coniocraea	F	.	.	+2	.	.	+2	.	.	+3	.	.	+2	+2	+2
Lactarius helvus	P	+1	+1	.	+1
Galerina sp.	P	.	.	R
Clavaria argillacea	P	.	.	R	.	.	+1
Acer pseudoplatanus juv.	H	R	.	.	R
Quercus robur juv.	H	R	R.	.
Myxomycet (Schleimpilz)	P	.	.	+2
Plantago lanceolata	K	R.

Abk.: A=Alge
F= Flechte
G= Grasartige Pflanze
H= Holzgewächs

K= Krautartige Pflanze
M= Moos
P= Pilz
Z= Zwergstrauch



Abbildung 15

Dauerbeobachtungsfläche 10, Blickrichtung SO, 7.9.94. Zustand im Sommer nach der Entbuschung.



Abbildung 16

Dauerbeobachtungsfläche 10, Blickrichtung SO, 13.9.02. Starkes Aufkommen von Waldkiefern, da der Moorwasserspiegel durch die Nähe der Abstichkante mit Randgraben im Hintergrund weit unter der Geländeoberfläche liegt.

neu angesiedelt. Gleichzeitig war aber *Sphagnum rubellum* deutlich zurückgegangen. Außerdem hatten *Calluna vulgaris* und *Pinus sylvestris* zugelegt, *Pleurozium schreberi* sogar ganz erheblich. Letzteres Moos bewirkte auch die Zunahme der Mooschicht. Außerdem waren *Cladonia squamosa* und *Leucobryum juniperoideum*, letzteres wenigstens vorübergehend, dazugekommen. Einige der neu aufgekommenen Waldkiefern hatten bis zum Sommer 2002 bereits eine Größe von 2 m erreicht und dadurch eine deutliche Strauchschicht gebildet (Abb. 16).

Somit war hier kein Einfluss der Staumaßnahmen festzustellen. Allerdings profitierten Besenheide,

Waldkiefer und das Braunmoos *Pleurozium schreberi* von dem erhöhten Lichtgenuss nach dem Kahlhieb. Nun entwickelt sich die Vegetation zu dem Zustand vor dem Eingriff zurück.

Die DF 10 befindet sich rund 50 m vom angestauten Graben 1 und nur 23 m von der Abstichkante im Süden entfernt. Deshalb konnte hier der Grundwasserspiegel nur geringfügig angehoben werden. Gemessen wurden 7 cm. Trotzdem lag der durchschnittliche Moorwasserspiegel in den Jahren 1996 und 1997 immer noch zwischen 28 und 31 cm unter der Oberfläche (s. Tab. 1).

4.4.4 Hochmoorfläche mit deutlichem Moorwasseranstieg (Tabelle 3)

Die DF 3 R fiel während des Beobachtungszeitraums durch erhebliche Zunahme von *Sphagnum rubellum* und Erhöhung des Deckungsgrades der Moosschicht auf. Die Zunahme des Roten Torfmooses ging zu Lasten von *Polytrichum strictum*, das gewöhnlich an den höchsten Stellen der Bülden siedelt. Im Sommer 2002 waren einige Samen von Bäumen (Fichte, Kiefer, Stieleiche, Bergahorn) aufgegangen.

Ähnliches wurde auf der DF 8 R beobachtet. So stiegen die Deckungsgrade der Moosschicht und von *Sphagnum rubellum* erheblich an. Außerdem hatten sich bis zum Jahr 2002 *Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum capillifolium* neu angesiedelt. Kleine Spirken (*Pinus rotundata*) wuchsen gut weiter. Die Zunahme von *Calluna vulgaris* auf der DF 8 zwischen den Jahren 1994 und 1997 ist auf den erhöhten Lichtgenuss durch die Entbuschung zu Beginn des Anstaus zurückzuführen.

Somit hatte sich die Pflanzendecke auf beiden DF, die in nur 13 bzw. 15,5 m von den jeweils nächsten Gräben entfernt liegen, zugunsten der Hochmoorarten verändert, was offensichtlich durch den Grundwasseranstieg gefördert wurde. Gemessen wurden bei der DF 3 R rund 8,5 cm. Der durchschnittliche Moorwasserspiegel lag im Jahr 1997 nur 7 cm unter der Oberfläche.

4.4.5 Hochmoorfläche mit geringem Moorwasseranstieg (Tabelle 3)

Die DF 6 R zeichnete sich durch Zunahme von *Sphagnum rubellum* und Neuansiedlung von *Sphagnum capillifolium* aus. Gleichzeitig stieg auch der Deckungsgrad der Moosschicht. Der Anteil der Bodenflechte *Cladonia chlorophaea* sank. Andererseits stieg jedoch der Anteil von *Pleurozium schreberi*, einer häufigen Art atlantischer Zwergstrauchheiden, erheblich an. Die Trockenheit liebende *Cladonia squamosa* stellte sich neu ein.

Ähnliche Veränderungen wurden auch auf der DF 9 R beobachtet. So stiegen dort die Deckungsgrade der Moosschicht und von *Sphagnum rubellum*, während der Anteil von *Cladonia chlorophaea* sank. Außerdem konnte sich die Spirke (*Pinus rotundata*) neu ansiedeln. Andererseits vermehrten sich jedoch *Pleurozium schreberi* und *Pinus sylvestris*. Einige Pflanzen von letzterer Art waren bis zum Sommer 2002 bereits 1,5 m groß geworden und mussten damit als Elemente einer Strauchschicht gewertet werden.

Damit stehen auf beiden DF jeweils mehreren für die Hochmoorvegetation günstige Entwicklungen einige negative gegenüber. Das heißt, ein positiver Einfluss der Grundwasseranhebung ist zwar gegeben, aber nur in einem gegenüber den DF 3 R und 8 R verringerten Maße. Dazu ist festzustellen, dass die DF 6 R auf einem flachen Rücken zwischen den Gräben 2 und 3 liegt. Der Abstand zum nächst gelegenen Gra-

ben beträgt 32 m. Die DF 9 liegt zwar nur rund 9 m vom nächstgelegenen angestauten Graben 1 entfernt, aber auf dem Rücken zwischen diesem Graben und der Abstichkante im Süden. Der Moorwasserspiegel lag in den Jahren 1996 und 1997 zwischen 9 und 15 cm unter der Oberfläche. Der Anstieg der Pegel betrug nur 3 bzw. 6 cm.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Weidfilz, einem wertvollen Hochmoor im Bereich des Starnberger Sees und der Osterseen südlich von München, waren nach Einstellung aller Torfgewinnungsaktivitäten vier große Baggerkanäle übriggeblieben, die nach wie vor massiv Wasser aus dem Torfkörper abfließen ließen. Nach entsprechenden Vorarbeiten wurden diese Kanäle in den Jahren 1993 und 1994 im Rahmen aktiver Naturschutzarbeit durch Querdämme verschlossen. Begleitende Untersuchungen sollten zur Erfolgskontrolle beitragen. Hierfür wurden Pegelmessungen, eine photographische Dokumentation und pflanzensoziologische Erhebungen durchgeführt.

Acht Jahre nach den naturschutzbedingten Eingriffen kann auf Grund intensiver Beobachtung der Änderungen des Wasserhaushalts und der Vegetation folgendes festgestellt werden:

- a) Durch den Anstau konnte in Teilbereichen schnell eine Wiederbelebung und biologische Anreicherung des ausgetrockneten und verheideten Hochmoores erreicht werden. Die deutlichste Veränderung der Vegetation erfolgte dort, wo die Hochmoorfläche flach unter Wasser gesetzt worden ist. Hier gingen zahlreiche Arten von atlantischen Zwergstrauchheiden und Moorwäldern zurück oder starben ganz ab. Statt dessen vermehrten sich mehrere typische Hochmoorarten oder siedelten sich neu an. Auch in den Moortümpeln tauchten neue Arten auf. In überfluteten Senken und an Grabenrändern entstanden ausgedehnte Wachstumskomplexe.
- b) Auf den übrigen vom Moorwasseranstieg betroffenen Gebieten stiegen vorallem die Anzahl und die Menge der Torfmoose. Auf Flächen mit knapperem Wasserangebot konnten sich daneben auch Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*) und die Waldkiefer vermehren. Dabei spielte wahrscheinlich auch der höhere Lichtgenuss nach dem Abschlagen der früher aufgewachsenen Bäume und Sträucher eine Rolle.
- c) Bagger Spuren, die anfänglich als störend und negativ für das Hochmoor empfunden wurden, entwickelten sich bald zu relativ artenreichen Erneuerungszellen, wenn die Pflanzen durch den Anstau ausreichend mit Moorwasser versorgt wurden.
- d) Die beobachteten Entwicklungen in der Vegetation standen in guter Korrelation zu den gemessenen Pegelständen.

Mit dem Anstau der ehemaligen Entwässerungsgräben konnte offensichtlich eine umfangreiche Initialzündung für die Renaturierung des Weidfilzes ausgelöst werden. Es ist zu hoffen, dass die eingeleiteten Prozesse einmal zur großflächigen Wiederherstellung des schützenswerten Moores führen werden. Ausgetrocknete Randbereiche werden trotzdem in absehbarer Zeit erhalten bleiben. Weitere Beobachtungen des zukünftigen Entwicklungsverlaufes dürften nützlich sein.

6. Danksagung

Bei der Einrichtung und Untersuchung der Dauerbeobachtungsflächen sowie die Ausarbeitung der Ergebnisse konnte der Koautor stets auf die Unterstützung durch die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Aufgabenbereichs „Angewandte Vegetationskunde“ der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, insbesondere die Herren Dr. G. Kuhn und J. Beitrock, bauen. Dafür sei ihnen hiermit herzlicher Dank ausgesprochen.

5. Literatur

ALLGEMEINES MINISTERIALBLATT (ALLMBL) 11/2001 (2001):

Schutz des Europäischen Netzes „Natura 2000“. Bekanntmachung der der EU gemeldeten FFH-Gebiete und der Europäischen Vogelschutzgebiete Bayerns. -Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen vom 15. Oktober 2001, Nr. 62a-8645.4-2001/2.

BAYER. ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR RAUMFORSCHUNG (1960):
Deutscher Planungsatlas, Band V, 73 S.- Walter-Dorn-Verlag, Bremen-Horn.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964):
Pflanzensoziologie, 2. Aufl., 865 S.- Wien.

KAULE, G. (1974):
Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. 345 S., 1 Tab., 1 Karte. Dissertationes Botanicae, Bd. 27.- Lehre.

KOPERSKI, M.; M. SAUER, Walther BRAUN & S.R. GRADSTEIN (2000):

Referenzliste der Moose Deutschlands, 519 S.; Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 34.- Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

MOOSER, M. (1983):
Die Röhrlinge und Blätterpilze, 533 S., 5. Aufl.- Stuttgart-New York.

OBERDORFER, E. (1994):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 7. Aufl., 1050 S.- Stuttgart.

PAUL, H. & RUOFF, S. (1932):
Pollenstatistische und stratigraphische Mooruntersuchungen im südlichen Bayern. II. Teil. Moore in den Gebieten der Isar-, Allgäu-, und Rheinvorlandgletscher.- Ber.Bay. Bot.Ges., 20: 1-264; München.

SIUDA, C. (1993):
Renaturierungsplanung Weidfilz, Landkreis Weilheim.- Unveröff. Gutachten i. Auftr. d. Landratsamts Weilheim-Schongau, Oberbayern: 28 S., 3 Pläne, 29 Schnitte. Gräfelfing.

———— (1995)
Renaturierung eines teilentwässerten Hoch Moores im südlichen Oberbayern (Weidfilz).- Telma 25: 193-202.

———— (2002):
Leitfaden der Hochmoorrenaturierung in Bayern. Endbericht. Anhang III: Auswertung von Beispielsgebieten der Hochmoorrenaturierung als Basis für Maßnahmenempfehlungen.- Unveröff. Anhang des Projektes im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz.

WALTER, H. u. H. LIETH (1960):
Klimadiagramm-Weltatlas.- VEB Gustav Fischer, Jena.

WEID, R. (1999):
Renaturierung und Pflegemaßnahmen von oberbayerischen Mooren.- Laufener Seminarbeitr. 6/98, S. 25-48. Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspf.

WIRTH, V. (1995):
Die Flechten Baden-Württembergs. 1006 S.- Stuttgart (Hohenheim).

Anschriften der Autoren:

Dr. Wolfgang Braun
Schillerstr. 29
D-85757 Karlsfeld

Cornelia Siuda
Fritz-Endreß-Weg 14 c
D-82140 Neu-Esting

Zentrum für Umwelt und Kultur: 10 Jahre Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen und Erfolgskontrolle in den Loisach-Kochelsee-Mooren

Elisabeth PLEYL*

1. Naturschutz und Landschaftspflege am Zentrum für Umwelt und Kultur

Das Gesamtprojekt „Umsetzung des Pflege- und Entwicklungsplans Loisach-Kochelsee-Moore“ geht auf eine gemeinsame Initiative des Zentrum für Umwelt und Kultur (ZUK) und der Regierung von Oberbayern zurück. Die überaus schützenswerte Moorlandschaft sollte vorrangig durch enge Kooperation mit den Nutzern und intensive Beratung erhalten und weiterentwickelt werden.

Das ZUK wurde 1988 von Prof. Pater Helmut Mauser und Prof. Pater Ottmar Schoch gegründet. Seit 2001 leitet es Pater Karl Geißinger. Zu den Aufgaben des ZUK zählen Umwelt-Jugendbildung, Aus-, Fort- und Weiterbildung im Bereich Umwelt und Kultur, Bereitstellung von Räumen und Unterkünften, Öffentlichkeitsarbeit, Naturschutz auf dem Klosterland Benediktbeuern und in den umgebenden Mooregebieten.

1992 nahm Dipl.-Biol. Thomas Eberherr die Naturschutzarbeit auf und leitete sie bis 1995. Er bereitete den Weg zur Extensivierung des Klosterlands Benediktbeuern, führte Renaturierungsmaßnahmen in Hochmooren durch und setzte sich erfolgreich für das Wiesenbrüterschutzgebiet im Raum Penzberg und Sindelsdorf ein. Er initiierte das Landschaftspflegehof-Projekt zur Einbindung der Streu in die zeitgemäße Stallhaltung.

Ende 1995 übernahm Dipl.-Ing. Elisabeth Pleyl die Leitung des ZUK-Naturschutzbüros. Die Schwerpunkte ihrer Tätigkeit liegen in der Weiterführung der Extensivierung des Klosterlands durch Streumahdgutaufbringung und Verbesserung des Wasserhaushaltes, Aufbau der Landschaftspflegehöfe, Hochmoorrenaturierung und Erfolgskontrollen.

Diese Aufgaben teilte sie ab Mitte 1999 mit Dipl.-Biol. Michaela Berghofer, die in ihre Arbeit die Flächen des Klosters Schlehdorf einbezog. Sie betreute u. a. die Landschaftspflegehöfe, eine floristische Gesamt-Artenerhebung der Loisach-Kochelsee-Moore (SCHLEIER 2002 a) und trieb die Renaturierung der Filze voran.

Der größte Teil der Maßnahmen ist der Förderung durch die Regierung von Oberbayern zu verdanken, daneben auch durch die Landkreise, vor allem IN-TERREG II im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen.

2. Loisach-Kochelsee-Moore

Die Loisach-Kochelsee-Moore liegen am Alpenrand zwischen Kochelsee und Penzberg. Die unterschiedlich bewirtschafteten Futterwiesen, extensiv genutzten Streuwiesen und naturnahen Hochmoore dehnen sich im Talzug der Loisach auf 3.600 Hektar aus (vgl. Bild 1).

Mit dem Sindelsbachfilz gibt es nur ein kleinflächiges Naturschutzgebiet. Dagegen sind große Teile der Loisach-Kochelsee-Moore als Wiesenbrüterschutzgebiet ausgewiesen. Die Kernzone ist FFH-Meldegebiet und, beinahe deckungsgleich, Vogelschutzgebiet. Unterschiede in der Gebietskulisse der beiden Schutzkategorien bestehen für die Loisach-Kochelsee-Moore nur bezüglich der Erl-, Loisachfilze und Röhlachen (ausschließlich FFH-Gebiet) und dem Ostteil des Klosterlands (ausschließlich Vogelschutzgebiet).

Viele vom Aussterben bedrohte oder stark gefährdete Arten haben in den Loisach-Kochelsee-Mooren ihren Lebensraum, so der Wachtelkönig (*Crex crex*, RLD 1, RLB 1) und Pflanzen wie der Kammfarn (*Dryopteris cristata*, RLD 3, RLB 2), die Buxbaums-Segge (*Carex buxbaumii*, RLD 2, RLB 2), das Preußische Laskerkraut (*Laserpitium prutenicum*, RLD 2, RLB 2), die Sumpflatterbse (*Lathyrus palustris*, RLD 3, RLB 2), das Gelblichweiße Knabenkraut (*Dactylorhiza ochroleuca*, RLD 2, RLB 2) und Traunsteiners Knabenkraut (*Dactylorhiza traunsteineri*, RLD 2, RLB 2). Die genannten Pflanzenarten weisen zum Teil sehr gute Bestände auf (SCHLEIER 2002b).

3. Klosterland Benediktbeuern

Das Klosterland umfasst 145 ha Grünland und 50 ha Fichtenforste zumeist auf Übergangsmoor (vgl. Bild 2). Es wurde nahezu ein Jahrhundert lang vergleichsweise intensiv bewirtschaftet.

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. Nov. 2002 in Rosenheim



Bild 1

Westlich der Loisach konzentrieren sich die großen Hochmoore und Streuwiesenflächen, östlich der Loisach kleinere Streuwiesen und vor allem Grünland.



Bild 2

Das Klosterland erstreckt sich südlich der Straße Sindelsdorf-Bichl zwischen Kloster Benediktbeuern (unten im Bild) und Loisach (knapp unterhalb des oberen Bildrandes)



Bild 3

Die Empfängerfläche für Streuwiesen-Mahdgut. Links die durch Fräsen geöffnete Fläche, rechts die bereits mit Mahdgut belegte Fläche 1997.

Bild 4

Der Damm wird als mehrere Meter mächtiger Torfwall über den mit Längspfeilern abgestützten Stämmen errichtet.



Bild 5

Der Damm wurde mit Mahdgut und Soden bedeckt. Im Hintergrund rechts mündet das Umgehungsgerinne ein.



Bild 6

Offenfront-Tretmistlaufstall eines Landschaftspflegehofs. Die Einstreu wird an der hinteren Stallwand über einen Rundballen-Auflöser herantransportiert und verteilt. Sie wird durch die Rinder über den schrägen Boden nach vorne in die Entmischungsrinne getreten.



Dass im Bereich des Grünlands Maßnahmen durchgeführt werden können, ist der Initiative des ZUK zu verdanken.

1992 wurde dieses sehr große arrondierte, im Zusammenhang mit naturnahen Flächen liegende und gut erreichbare Areal dem Naturschutz zur Verfügung gestellt.

Dipl.-Biol. Thomas Eberherr leitete dafür ein Förderprojekt des Bayerischen Naturschutzfonds ein mit den Zielen:

- Arten- und Biotopschutz,
- Reduktion bewirtschaftungsbedingter Umweltbelastungen und
- Erhalt kleinbäuerlicher Landwirtschaft.

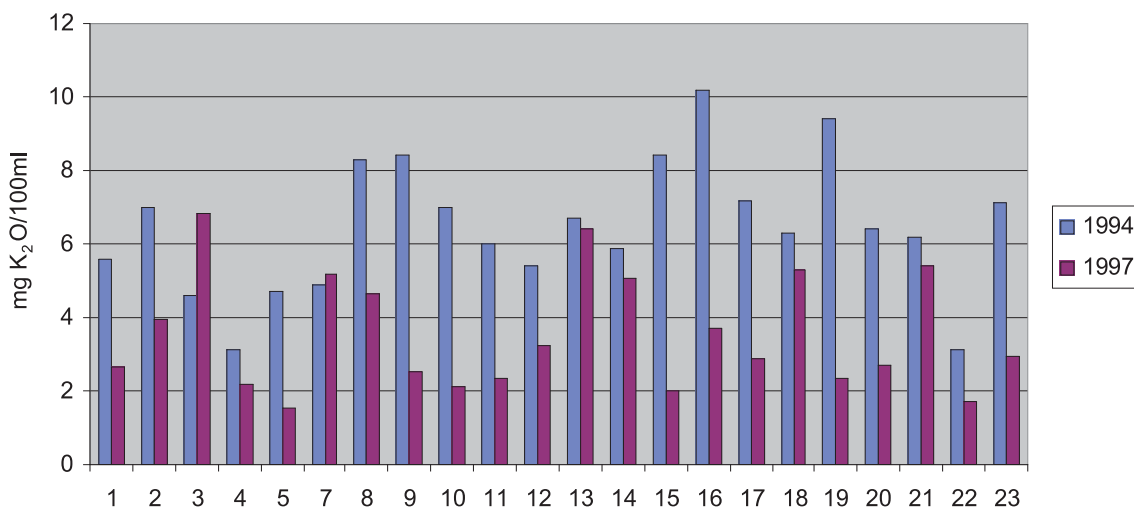
Mit neuen Pachtverträgen wurde Bewirtschaftung ohne Düngung und mit sukzessiv späteren Mahdzeitpunkten vereinbart.

Die Landwirte mähen von innen nach außen auf Dauer- und Wechselbrachstreifen zu, um Tieren die Flucht zu ermöglichen. Wiedervernässung und die Öffnung eines verrohrten Grabens wurden geplant. Der Umbau der Fichtenforste in Mischwälder wurde begonnen.

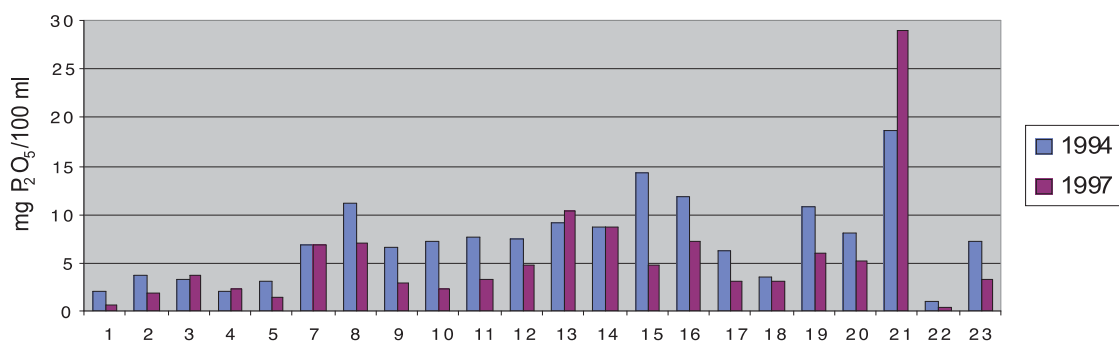
Eine erste Bestandsaufnahme der Flächen wurde 1994 im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt. Auf 25 Dauerflächen à 20 m² wurden Vegetation, Grundwasserstand, Phosphat, Kalium, Kohlenstoff, Volumengewicht, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Torfart und -zersetzung untersucht (RIESINGER 1995).

Eine Wiederholung dieser Aufnahmen alle 3-5 Jahre wurde anvisiert.

K₂O (CAL) 1994 und 1997



P₂O₅ 1994 und 1997



Dauerbeobachtungsflächen 1 - 23

Abbildung 1

Entwicklung des Gehalts an pflanzenverfügbarem Kalium und Phosphat auf 23 Dauerbeobachtungsflächen; Gegenüberstellung der nach der Calciumazetat-laktat-Methode ermittelten Ergebnisse von 1994 und 1997 (GEISLER-UDOD 2001a).

3.1 Erfolgskontrollen im Klosterland Benediktbeuern

Der mit dem Abtransport des Mahdgutes und dem Düngeverzicht verbundene starke **Nährstoffrückgang** im Boden führte rasch zum Erfolg (vgl. Abb. 1). Entsprechend haben Magerkeitszeiger wie Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) zugenommen. Nährstoffzeiger wie Wiesen-Lieschgras (*Phleum pratense*) oder Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) sind zurückgegangen, Stickstoffzeiger wie Vogelmiere (*Stellaria media*) sind z. B. auf einer auf Queckenrasen angelegten Dauerbeobachtungsfläche ganz entfallen.

Die Grundwasserstände blieben zunächst zu niedrig und schwankten stark. (GEIGER-UDOD 2001a) Saure magere Feuchtwiesen können nicht durch floristische Artenvielfalt überzeugen. Vergleichbare Entwicklungen waren bereits bekannt, z. B. durch KAPFER (1988). Trotzdem zeigte sich Enttäuschung bei den am Projekt Beteiligten. Unter anderem spielten hierbei durch Pächter vorgetragene Erinnerungen eine Rolle, dass die Wiesen früher leicht gedüngt und artenreich waren.

Um das Blickfeld auf die Flächen und den Beurteilungsmaßstab zu erweitern, bot sich eine Erhebung von Tierarten an, die rascher auf Veränderungen reagieren können.

Angesichts der jährlichen Förderungen, die durch den Bayerischen Naturschutzfonds und das Vertragsnaturschutzprogramm für die Pflege der Flächen aufgewendet wurden, vor allem aber für Eigentümer und Besitzer der Flächen sowie die interessierte Öffentlichkeit, sollte nachvollziehbar werden, dass sich das Projekt lohnt.

Eine 1996 und 2000 durchgeführte **Erhebung der Tagfalter und Heuschrecken** zeigte, dass die Extensivierung der Futterwiesen das naturraumtypische Artenspektrum wesentlich verbessert hatte:

10 verschiedene Heuschreckenarten kommen vor, stellenweise große Populationen von mehreren 100 Sumpfschrecken (*Mecostethus grossus*, RLB 3). Das seltene Schwefelvögelchen (*Heodes tityrus*, RLB 3), ein Feuerfalter, verzeichnete zwischen 1996 und 2000 stellenweise eine Zunahme von 2 auf über 20 Exemplare. Nach den Erkenntnissen der Bearbeiter ist das Vorkommen auf Klosterland sogar der größte Bestand dieser Art in Bayern. Das Schwefelvögelchen ist eine klassische Art einschüriger Magerwiesen und deshalb mittlerweile sehr selten. Auf dem Klosterland hat es das passende Habitat gefunden.

Die Untersuchungen bestätigen auch die große Bedeutung der Brachestreifen und des Mahdzeitpunkts, der mit zunehmender Ausmagerung von Ende Mai bis Mitte August verschoben wurde.

Gleichzeitig sprechen die Ergebnisse für das Ziel, einen Teil der Flächen als Moosheuwiesen mit Sommermahd zu pflegen. (DOLEK & GEYER 1996, BRÄU & SCHWIEBINGER 2000)

3.2 Auftrag von Streumahdgut

Die Herausbildung einer lebensraumtypischen Flora der Flächen sollte durch das Aufbringen von Streumahdgut gefördert werden. Dieser Schritt erfolgte vor den Wiedervernässungsmaßnahmen. Der Boden wäre nach der Vernässung für die Arbeitsschritte der Streumahdgutübertragung nicht mehr befahrbar. Streumahdgut wurde 1997 auf 1.300 m² ausgebracht (vgl. Bild 3) und 2000 auf 19 je 10 m x 30 m große Streifen.

Die Flächen konnten als Dauerflächen eingemessen und untersucht werden.

Auf der 1997 mit Streumahdgut versehenen Fläche stellte GEIGER-UDOD (1998) 14 Arten der Streuwiesen fest, zum Teil mit einer Deckung von bis zu 20% (vgl. Tab. 1). Von der Spenderfläche, einer ebenfalls auf Klosterland liegenden Pfeifengrasswiese, konnten 40% der Arten übertragen werden.

Den Mahdgutauftrag von 1997 verglich außerdem BUCHHART (2000) mit 16 weiteren Übertragungsversuchen, 5 davon auf Moorböden. Er stellte auf der Klosterland-Testfläche mit einem Anteil von 15% Molinietalia-Arten an der Gesamtartenzahl der Empfängerfläche ein sehr gutes Ergebnis fest. Ebenso zeigte die Aussaat von Pfeifengrassamen Erfolg, die 1997 vom Mähwerk abgestreift und gesammelt worden waren.

Die 19 Versuchsflächen, die im Jahr 2000 belegt wurden, zeigten dagegen kaum Erfolg (GEIGER-UDOD 2001b). Ein Drittel der Flächen wies kein Übertragungsergebnis auf, die übrigen meist nur 2 Arten, im besten Fall 8 Arten und das bei einer Deckung von oft nur 1%.

Ein Versuch 1999 mit Aussaat von Heublumen des Vorjahres war genauso wenig erfolgreich.

Gründe für das mangelnde Gelingen könnten gesucht werden in

- ungenügender Bodenvorbereitung durch zu geringes Fräsen bzw.
- zu wenig lückigem Ausgangsbestand, d. h. zu hohem Nährstoffgehalt (3-4 mg P₂O₅ bzw. K₂O/100 ml Boden wären günstig),
- ungleichmäßigem Auftrag (zu dicht, zu schwach belegt),
- zu geringem Grundwasserstand (bis zu 40 cm unter Flur bei geringen Schwankungen wäre günstig).

Die übrigen Faktoren waren gut:

- artenreiche Spenderflächen,
- zum Teil frühe Mahdtermine um den 1.9.,
- Mahd und Verarbeitung taufeuchter Pflanzen, so dass kaum Streumahdgut ausfallen sollte.

Eine Weiterführung der Beobachtungen des Streumahdgutauftrags lohnt in Hinblick auf bislang ungeklärte Fragen:

Wie verbreiten sich die eingebrachten Arten im übrigen Bestand?

Wie groß sollten die Empfängerflächen sein?

Wie sollten sie als Ausbreitungsinselfen zueinander liegen?

Tabelle 1

Pflanzenbestand Ende Juli 1998 auf der Versuchsfläche 1 Jahr nach der Mähgutübertragung

Aufnahmenummer	1	2	3	4	5	
Wissenschaftlicher Artname Stetigkeit						
Anthoxanthum odoratum	5	1	1	4	3	5
Holcus lanatus	5	3	2	+	2	3
Epilobium adenocaulon	5	1	2	1	+	+
Polygonum hydropiper	5	1	4	4	4	3
Rumex acetosa	4	3	1	.	2	+
Galium mollugo	4	4	4	4	3	.
Epilobium parviflorum	4	1	.	1	+	+
Ranunculus acris agg.	4	+	+	1	2	.
Stellaria graminea	4	4	3	+	3	.
Betonica officinalis	4	1	1	+	2	.
Betula pubescens	4	+	+	+	+	.
Geum rivale	4	1	+	+	+	.
Filipendula ulmaria	4	+	r	+	+	.
Centaurea jacea	3	2	1	.	+	.
Ajuga reptans	3	2	3	3	.	.
Polygonum persicaria	3	.	3	3	3	.
Cirsium palustris	3	.	1	3	+	.
Agrostis tenuis	3	.	+	+	+	.
Molinia caerulea	3	.	r	.	+	3
Ranunculus repens	3	.	1	.	1	+
Chenopodium polyspermum	3	1	+	2	.	.
Potentilla erecta	3	1	+	+	.	.
Polygonum mite	2	1	.	.	.	2
Lychnis flos-cuculi	2	.	1	+	.	.
Deschampsia cespitosa	2	.	+	+	.	.
Galeopsis tetrahit	2	.	.	4	.	r
Mentha aquatica	2	.	.	+	+	.
Lotus corniculatus	2	.	.	1	+	.
Trifolium repens	2	.	.	+	.	1
Carex panicea	2	+	.	.	.	+
Carex echinata	1	.	.	.	+	.
Taraxacum officinale agg.	1	r
Glyceria fluitans	1	+
Veronica chamaedrys	1	1
Festuca rubra ssp. rubra	1	+
Viola palustris	1	+
Carex pallescens	1	.	.	+	.	.
Alopecurus pratensis	1	+
Agrostis stolonifera	1	+
Trifolium dubium	1	.	.	+	.	.
Festuca rubra	1	+
Viola spec.	1	.	.	+	.	.
Juncus conglomeratus	1	.	.	.	+	.
Cirsium arvense	1	.	.	+	.	.
Stellaria holostea	1	.	.	.	+	.
Trifolium pratense	1	.	.	+	.	.
Senecio aquaticus	1	.	.	.	+	.
Lysimachia nummularia	1	.	.	.	+	.
Lythrum salicaria	1	.	.	.	+	.
Galium uliginosum	1	.	.	.	+	.
Deckung der Arten der Streuwiesen	5-7%	6-12%	11-20%	10-15%	-	
Deckung an unzeretzter Streu	50%	25%	25%	25%	-	

- Pflanzenbestand des mageren Grünlandes
- Pionierarten
- Arten der Streuwiesen

Wie wird sich die Grasnarbe auf den Empfängerflächen entwickeln hinsichtlich der Bewirtschaftbarkeit?

3.3 Wiedervernässung

Die bedeutendste Maßnahme konnte schließlich 2001 umgesetzt werden.

80 Hektar Grünland und zusätzlich angrenzender Birkenbruchwald wurden über den **Einstau aller Gräben** wiedervernässt. Zur Anwendung kam die von Dipl.-Ing. Cornelia Siuda empfohlene Bauart, Torfwälle über mittels Längspfeiler gestützte Querriegel zu errichten (vgl. Bild 4).

Da die Gräben fortwährend Wasser aus den Drainagen der angrenzenden Wiesen empfangen, war es notwendig, die Dämme über Entlastungsgerinne vor Schäden durch das fließende Wasser zu bewahren. Um auch einer Erosion der Gerinne vorzubeugen, wurden diese sehr lang und flach angelegt und stellenweise Querriegel in den Torf gedrückt.

In den Vorjahren wurden Erfahrungen mit flexiblen Stauwehren gesammelt, die für die Mahd der angrenzenden Flächen ablassbar sind. Sie sind aufgrund der notwendigen Betreuung allenfalls als Übergangslösung empfehlenswert.

19 Stauwehre heben nun das Wasser an, das früher in einer Tiefe von 1,20-1,60 Meter unter dem Geländeneiveau verlief. Wasserflächen von 2,5 bis 4 Meter Breite erstrecken sich jetzt zwischen den Grabenschultern (vgl. Bild 5). Ergänzend wurden 1800 m Drainagen unterbrochen.

Für durchziehende Vögel stellen die Ende September fertig gebauten Dämme sofort eine Attraktion dar: Schon in der ersten Woche nach Bauende konnten viele Waldwasserläufer (*Tringa ochropus*, RLB R) und Krickenten (*Anas crecca*, RLB 2) beobachtet werden, mitunter noch seltenere Gäste wie Rotschenkel (*Tringa totanus*, RLD 3, RLB 1) und Schwarzstorch (*Ciconia nigra*, RLD 3, RLB 2). Krickenten blieben sogar zur Brutzeit und zogen erfolgreich Junge hoch.

Im Herbst 2002 konnten zusätzlich **30 Hektar Fichtenforsten** durch 13 Stauwehre vernässt werden.

Zusammenfassend kann in Bezug auf die für das Klosterland genannten Ziele festgestellt werden, dass die Ziele „Reduktion bewirtschaftungsbedingter Umweltbelastungen“ und „Erhaltung einer extensiven traditionellen Landbewirtschaftung“ zugunsten des Ziels „Optimierung der Flächen nach dem Arten- und Biotopschutz“ zurückgestellt wurden.

Die Landwirtschaft in den umliegenden Dörfern ist vergleichsweise traditionell und extensiv. Die Klosterflächen sind aber seit der Wiedervernässung nur noch für wenige Spezialgeräte bewirtschaftbar.

Das Mähgut ist nur bedingt als Einstreu im Betriebskreislauf verwertbar.

Um die angestrebte Reduktion der Umweltbelastungen zu beurteilen, wäre eine Gesamtbilanz des In- und Outputs an Stoffen im Betriebskreislauf der beteiligten Höfe erforderlich. Da die Betriebe nicht ex-

tensiviert haben, muss von einer intensiveren Bewirtschaftung der übrigen Betriebsflächen ausgegangen werden.

Die oben beschriebenen günstigen Voraussetzungen des Klosterlands und die Vorkommen seltener Arten (z.B. Wachtelkönig, vgl. Abb. 2) sprechen für diese Schwerpunktsetzung innerhalb der unterschiedlichen Ziele.

4. Hochmoore der Loisach-Kochelsee-Moore

Weitere Einsatzbereiche des ZUK-Naturschutzbüros sind die Hochmoore, vorwiegend Flächen des Staatsforstes. Renaturierungsmaßnahmen wurden im Loissachfilz, Sindelsbachfilz, Mühlecker Filz und im Rieder Filz bei Habach durchgeführt. Im Loissachfilz wurde die Anstaumaßnahme über einem wasserdichten Kunststoffrohr (Länge 460 m, Durchmesser 300 mm) durchgeführt, das die Entwässerung weiter oben liegender Wiesen aufrecht erhält (EBERHERR 1994).

Im September 1996 konnten die Filze in einem Umfang von 350 ha dank der Förderung durch die Stiftung für Bildung und Behindertenförderung GmbH beflogen werden.

Dipl.-Ing. Martina Robitsch wertete die **Luftbilder** in ihrer Diplomarbeit nach Indikatorarten aus, die entsprechend ihrer Deckungsanteile in Objektklassen zusammengefasst wurden.

Sie traf dabei folgende Feststellungen: Maßstab 1:2.500 ist dem Maßstab 1:1.000 vorzuziehen wegen Übersichtlichkeit, Bearbeitungsaufwand, Speicherplatz. Die Echtfarbenbilder sind wertvoll für die Öffentlichkeitsarbeit. Dies spricht gegen Infrarot, zumindest, da keine eindeutige Erfahrung vorliegt, dass in diesem großen Maßstab dem Infrarotfilm mehr Information über Wasserversorgung und Torfmoose entnommen werden können.

Eine Wiederholung alle 10 Jahre wäre wünschenswert. (LINZMAIER 1997).

5. Streuwiesen und Röhricht der Loisach-Kochelsee-Moore

Im Bereich der Loisach-Kochelsee-Moore konnte der größte Teil früher brach gelegener Streuwiesen durch die **Landschaftspflegehöfe** wieder in Pflege genommen werden. Orientiert an der traditionellen Nutzung ist die Streuwiesenbewirtschaftung der Landschaftspflegehöfe sinnvoll in den modernen Betrieb integriert. Mit einem Tretmistlaufstall und mit Tiefeinstreu wurden arbeitswirtschaftlich günstige Festmiststallsysteme realisiert (vgl. Bild 6). Automatische Einstreu- und Entmistungsanlagen ersetzen die Handarbeit. Durch den Abschluss von 20jährigen Vereinbarungen zur Pflege von Streuwiesen war der Anreiz für zwei landwirtschaftliche Betriebe zum Bau von Laufställen gegeben; ein dritter ist geplant.

Die meisten Flächen werden je nach Vegetationsbestand nur im zweijährigen Turnus gemäht. Für den Erhalt bestimmter Pflanzengemeinschaften genügt

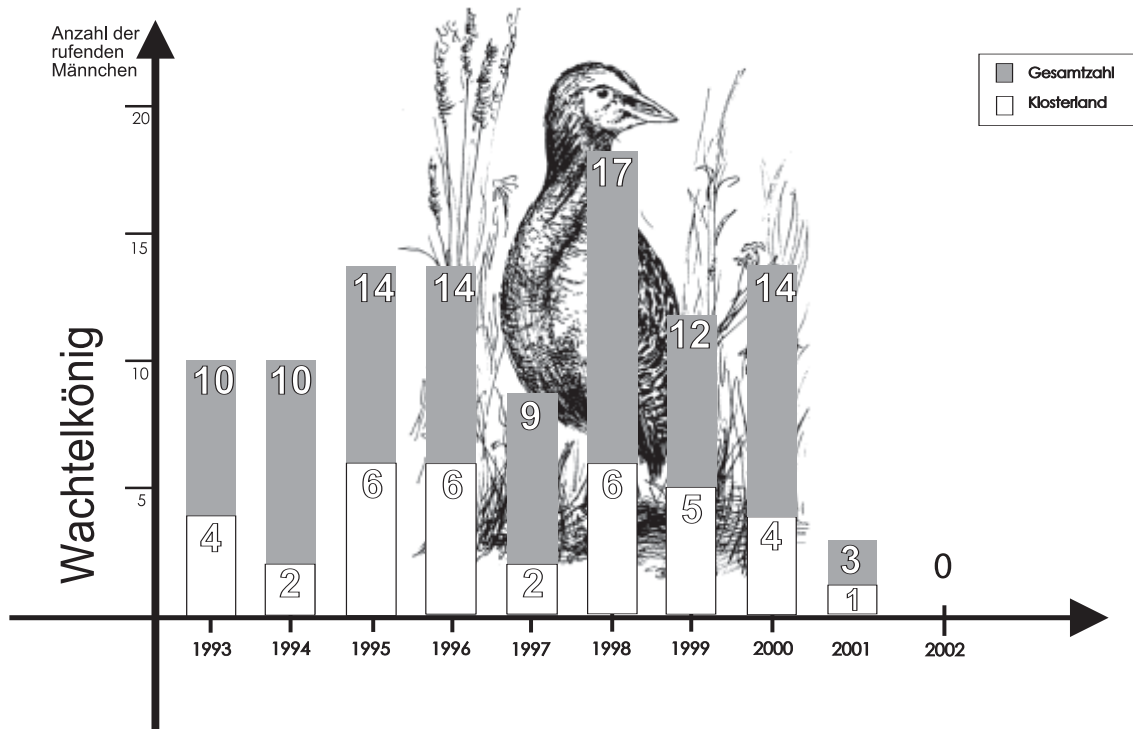


Abbildung 2

Monitoring des Wachtelkönigbestandes in den Loisach-Kochelsee-Mooren zwischen 1993 und 2002

die Mahd alle 2-5 Jahre. Der Spielraum ermöglicht, dass die Mahd auf empfindlichen Flächen nur in niederschlagsarmen Jahren oder bei Bodenfrost ausgeführt wird. Die Tierwelt profitiert von den mehrjährigen Mahdrhythmen. Zusätzlich wurde für Flächen über 2 Hektar Größe der Verbleib von Brachstreifen vereinbart.

Die Initiative vieler einzelner Landwirte hat zu dem Erfolg beigetragen, dass die mähwürdigen Streuweisen der Loisach-Kochelsee-Moore bis auf wenige

durch Eigentümer bedingte Ausnahmen wieder regelmäßig gepflegt werden.

In den Loisach-Kochelsee-Mooren wurden jährlich die rufenden Exemplare des Wachtelkönigs und des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*, RDL 2, RLB 1) aufgenommen.

Das Ergebnis zeigt die Abnahme der Brutpaare des Großen Brachvogels. Der Wachtelkönigbestand unterliegt starken Schwankungen (vgl. Abb. 2).

Tabelle 2

Überblick über Erfolgskontrollen und Dauerbeobachtung. Von insgesamt 19 Erhebungen sind 13 Diplomarbeiten oder Seminararbeiten. Rund zwei Drittel der Arbeiten warfen als Seminar- und Diplomarbeiten zunächst keine Kosten auf, brachten allerdings meist hohen Aufwand für die fachliche und organisatorische Begleitung mit sich.

Art der Erhebungen	Inhalt	Gebiet	Ergebnis
3 Seminararbeiten (KOPP & VRBA 1995; SANKTJOHANSER et al. 1995; SCHMIDT & STADLER 1995)	Sozioökonomische Auswirkungen	Klosterland	kleine, nicht modernisierte Betriebe sollten Flächen mit Vollerwerbs-Milchviehhaltern tauschen
Seminararbeit	Laufstall	Ort	Tretmistlaufstall funktioniert
Diplomarbeit (D RING 1996)	Energiebilanz der Streuverwertungsmöglichkeiten	---	optimal wäre Kombination von Einstreu, Kompostierung u. thermischer Nutzung
Diplomarbeit (WAGNER 1997)	Einstellung von Landwirten zum Naturschutz	Loisach-Kochelsee-Moore	Planungen und Maßnahmen sollten zusammen mit Landwirten durchgeführt werden
Diplomarbeit (SCHLEIER 2002 a)	Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen und Punktkartierung stark gefährdeter Arten	Loisach-Kochelsee-Moore	Standorte stark gefährdeter Arten
Auftrag (SCHLEIER 2002 b)			
3 Diplomarbeiten (RIESINGER 1995; GEIGER-UDOD 2001 a; SCHWUNK 1998)	Vegetation, Grundwasserstand, Nährstoffe,	Klosterland Teilflache	Ausmagerungserfolg
Diplomarbeit (BUCHHART 2000)	Mahdgutaufbringung	Klosterland	teils gute, teils mangelnde Übertragung
Auftrag (GEIGER-UDOD 2001 b)			
2 Diplomarbeiten (LINZMAIER 1997; SCHOBER 1998)	Vegetation	3 Filze	Situation der Vegetation zu Beginn der Renaturierung
2 Aufträge (DOLEK & GEYER 1996; BR U & SCHWIEBINGER 2000)	Tagfalter (nebenbei Heuschrecken)	Klosterland	fortschreitende Etablierung von Schwefelvögelchen und Sumpfschrecke
Auftrag	Großer Brachvogel, Wachtelkönig	Loisach-Kochelsee-Moore	Großer Brachvogel nimmt ab, Wachtelkönig schwankt
Auftrag (PLEYL 2002)	Rohrseeumgriff	Rohrsee	keine wesentliche Erweiterung der Mahd im Rohrsee

Eine Beobachtung kleinerer wiesenbrütender Vogelarten ergäbe möglicherweise eine bessere Korrelation zu der Zunahme an Mahdflächen um 150 ha durch die Landschaftspflegehöfe.

Für den Randbereich des Rohrseegebiets wurde zur Beurteilung, ob die Mahd noch ausgedehnt werden soll, eine Kartierung besonders gefährdeter oder in Bezug auf die Pflegesituation aussagekräftiger Arten erstellt (PLEYL 2002).

Für Pflege- und Renaturierungsmaßnahmen erwarb das ZUK in den vergangenen 10 Jahren über 37 Hektar Hochmoor- und Streuwiesenflächen. Der Bayerische Naturschutzfonds und der Bezirk Oberbayern förderten die Grundstücksankäufe.

Durch Vorträge, Exkursionen, Pressearbeit, Faltblätter, Informationstafeln, Teilnahme an Ausstellungen, Organisation der Tagungsreihe „Landwirtschaft, Tourismus und Naturschutz im Alpenvorland“ und durch die Bearbeitung von Fachanfragen gab das ZUK-Naturschutzbüro der Öffentlichkeit einen Einblick in seine vielfältigen Projekte.

6. Literatur (vgl. auch Tab. 2)

BRÄU, Markus & Markus SCHWIEBINGER (2000): Effizienzkontrollen im Klosterland (Loisach-Kochelsee-Moore) zur Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen - Wiederholungsuntersuchung 2000, unveröffentlicht, München, 44 S.

BUCHHART, Martin (2000): Effizienz der Mähgutübertragung auf Renaturierungsflächen unter besonderer Berücksichtigung längerfristiger Entwicklung an ausgewählten Beispielen in Südbayern.- Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 155 S.

DOLEK, Matthias & Adi GEYER (1996): Effizienzkontrollen im Klosterland (Loisach-Kochelsee-Moore) zur Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen – die Ausgangslage 1996. Unveröffentlicht, Bayreuth, Bamberg, 19 S.

DÖRING, Almut (1996): Energie- und Kostenbilanzen zu unterschiedlichen Nutzungen von Streuwiesenmähgut.- Diplomarbeit am Institut für Ökologie der TU Berlin, Prof. Dr. Herbert Sukopp, 122 S.

EBERHERR, Thomas (1994): Umsetzung des Pflege- und Entwicklungsplans Loisach-Kochelsee-Moore. Jahresbericht 1994. Unveröffentlicht, München, 46 S.

GEIGER-UDOD, Beate (1998): Vermessung und Kartierung zweier Dauerbeobachtungsflächen (1.) mit Mähgutübertrag und 2.) mit Heublumenaussaat, Gesamtartenliste der Heublumen-Spenderfläche. Unveröffentlicht, Freising.

———— (2001a): Effizienzkontrolle der Renaturierungsmaßnahmen auf den Flächen des Klosters Benediktbeuern. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 133 S.

———— (2001b): Vermessung, Vegetationsaufnahme und Bewertung von 19 Mähgutübertragungsflächen. Unveröffentlicht, Freising.

KAPFER, Alois (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung.- Diss. bot. 120, 143 S.

KOPP, Evelyn & Martina VRBA (1995): Grünlandextensivierung aus betriebswirtschaftlicher Sicht – Betrachtung am Beispiel der Flächen des Klosters Benediktbeuern. Oberseminararbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 54 S.

LINZMAIER, Martina (1997): Luftbildinterpretation als Grundlage für eine Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in Hochmooren. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 80 S.

PLEYL, Elisabeth (2002): Kartierung und Umsetzungsplanung im Rohrseegebiet. Unveröffentlicht, Benediktbeuern, 15 S.

RIESINGER, Elisabeth (1995): Entwicklungskonzept für das Grünland des Klosters Benediktbeuern. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 109 S.

SANKTJOHANSER, Andrea; Monika SEEBAUER & Birgit WEGNER (1995): Bewirtschaftungsvarianten auf Niedermoor und ihre ökonomischen Auswirkungen – dargestellt am Beispiel eines Grünlandbetriebes in den Loisach-Kochelsee-Mooren. Oberseminararbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 60 S.

SCHLEIER, Veronika (2002a): Die Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen im Gebiet der Loisach-Kochelsee-Moore als Grundlage für den Naturschutz. Diplomarbeit am Institut für Botanik der Universität Regensburg, 337 S.

———— (2002b): Punktkartierung stark gefährdeter und vom Aussterben bedrohter Arten der Roten Liste Bayerns gemäß der Artenschutzkartierung Bayerns im Gebiet der Loisach-Kochelsee-Moore. Unveröffentlicht, Regensburg, 49 S.

SCHMIDT, Jürgen & Siegfried STADLER (1995): Betriebswirtschaftliche Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft am Beispiel der landwirtschaftlichen Nutzflächen des Klosters Benediktbeuern. Oberseminararbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU München Freising, 81 S.

SCHÖBER, Thomas (1998): Hydrologische Untersuchungen zur Entwicklung des naturnahen Mondschein Filzes im Vergleich mit dem renaturierten Sindelsbach Filz im Kochelseebecken. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Geographie der LMU München, 99 S.

SCHWUNK, Markus (1998): Untersuchungen zur Hydrologie des Fuchsbichlgrabens – Möglichkeiten seiner Renaturierung mit dem Ziel einer partiellen Wiedervernässung des Lainbach-Schwemmkegels bei Benediktbeuern. Diplomarbeit am Institut für Geographie der LMU München, 118 S.

WAGNER, Lydia (1997): Einstellungen von Landwirten zum Naturschutz – eine empirische Studie am Beispiel der Loisach-Kochelsee-Moore. Diplomarbeit am Geographischen Institut der TU München, 76 S, Kurzfassung in: Berichte der ANL 21 (1997), S 233-259

Anschrift der Verfasserin:

Dipl.-Ing. (Landespflege)
Elisabeth Pleyl
Zentrum für Umwelt und Kultur Benediktbeuern
Zeilerweg 2
D-83671 Benediktbeuern
Tel. 08857/88705
e-mail: elisabeth.pleyl@zuk-bb.de

Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit in Süddeutschlands größtem Niedermoor „Donaumoos“

Ulrich SORG*

Gliederung

A. Zur Orientierung

1. Lage in Bayern – Einblicke in die Landschaft
2. Entwässerungs- und Besiedlungsgeschichte 1777-1970

B. Entwicklungen 1970-1985

3. Das Gesamtökologische Gutachten Prof. Pfadenhauer 1987/1990
4. Die Kommunalpolitische Initiative
5. Vom Gutachten zum Entwicklungsleitbild 2000-2030

C. Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit

- Aspekte für eine neue Nachhaltigkeit
6. (Planungs-)Erfolge
 7. Welche Strategien können mehr Erfolge bringen – Ausblick
 8. Zusammenfassung

A. Zur Orientierung

1. Lage in Bayern – Einblicke in die Landschaft

Das Donaumoos, etwas südlich der geographischen Mitte Bayerns hat aktuell noch 10.000 ha (mit mehr als 50 cm Moorauflage) und hat aber seit seiner Entwässerung etwa 5.000 ha verloren. Es liegt im Ingolstädter Ausräumungsbecken südlich der Donau zw. Neuburg und Ingolstadt und dehnt sich nach SW bis Pöttmes aus (vgl. Abb. 1 u. 2).

Die Torfbildung, die seit der letzten Eiszeit begann, betrug im südwestlichen Bereich teils bis zu 10 m Mächtigkeit.

2. Entwässerungs- und Besiedlungsgeschichte 1777-1970

Mit der Auflösung der Grenze zur Pfalz Neuburg, die bis 1777 mitten durch das Donaumoos ging, wurde schrittweise eine Entwässerung dieses Moores eingeleitet.

470 km Gräben und Kanäle, welche diese eigenartig lineare Straßendorf-Besiedlungsstruktur entlang der Fließgewässer begünstigte, prägen diese ebene Landschaft. Beiderseits der Straßen wurden Entwässerungsgräben ausgehoben, meist Birkenalleen gepflanzt und oft direkt auf den abgetrockneten Torf, teils auf Pfählen oder Steinbogenfundamenten eingeschossige Häuser gebaut.

Die damals schon beginnende „Moorsackung“ zeigte über die Jahre immer wieder Austrocknungs- und

Vernässungsschäden, Risse und Brüche in den Gebäuden und auch Probleme in der Tier- und Pflanzenzucht, die sich durch die unterschiedlichsten neuen Methoden nie ganz beheben ließen.

Es wurde zudem Torf gestochen, getrocknet, verkauft oder selbst verbrannt, was etwa ein Drittel des Moorboden-Niveau-Verlustes ausmacht.

Durch die Mineralisierung und Sackung des Moorbodens wurde ein „Teufelskreis“ eingeleitet, welcher dann im Jahr 1970 zu einer Landtagseingabe führte, und seither bemüht sich auch der Freistaat Bayern um Lösungsmöglichkeiten. Die ersten Bemühungen drehten sich nur um Optimierungen der Entwässerungsanlagen für eine landwirtschaftliche intensive Ackernutzung (Kartoffel, Roggen, ...).

B. Entwicklungen 1970-1985

3. Das Gesamtökologische Gutachten Prof. Pfadenhauer 1987

Am 1. Oktober 1970 beschloss der Bayer. Landtag, Beihilfen für die erforderlichen Baumaßnahmen zur Optimierung der Entwässerungsanlagen zu gewähren. Eine wasserwirtschaftliche Welle von Untersuchungen wurde dazu eingeleitet und zur Diskussion gestellt.

Aufgrund eines weiteren Landtagsbeschlusses vom 04.07.1985 wurde über das Bayer. Umweltministerium an das (damalige) Lehrgebiet für Geobotanik an der TUM ein Gutachten in Auftrag gegeben, welches eine umfangreiche Zustandserfassung, die historische Nutzungsformen und den derzeitigen Zustand der Landwirtschaft darstellen sollte und darauf aufgebaut zukünftige tragfähige Nutzungssysteme bei unterschiedlicher Betrachtung der Entwässerung mit Vorschlägen zum Abbau von Belastungen und Defiziten – auch unter agrarpolitischen Rahmenbedingungen – im Donaumoos aufzeigen sollte.

Das Gesamtökologische Gutachten Donaumoos wurde von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer 1987 dem StMLU vorgelegt und ist in der LfU-Schriftenreihe H.109/1990 veröffentlicht worden.

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22.11.2002 in Rosenheim

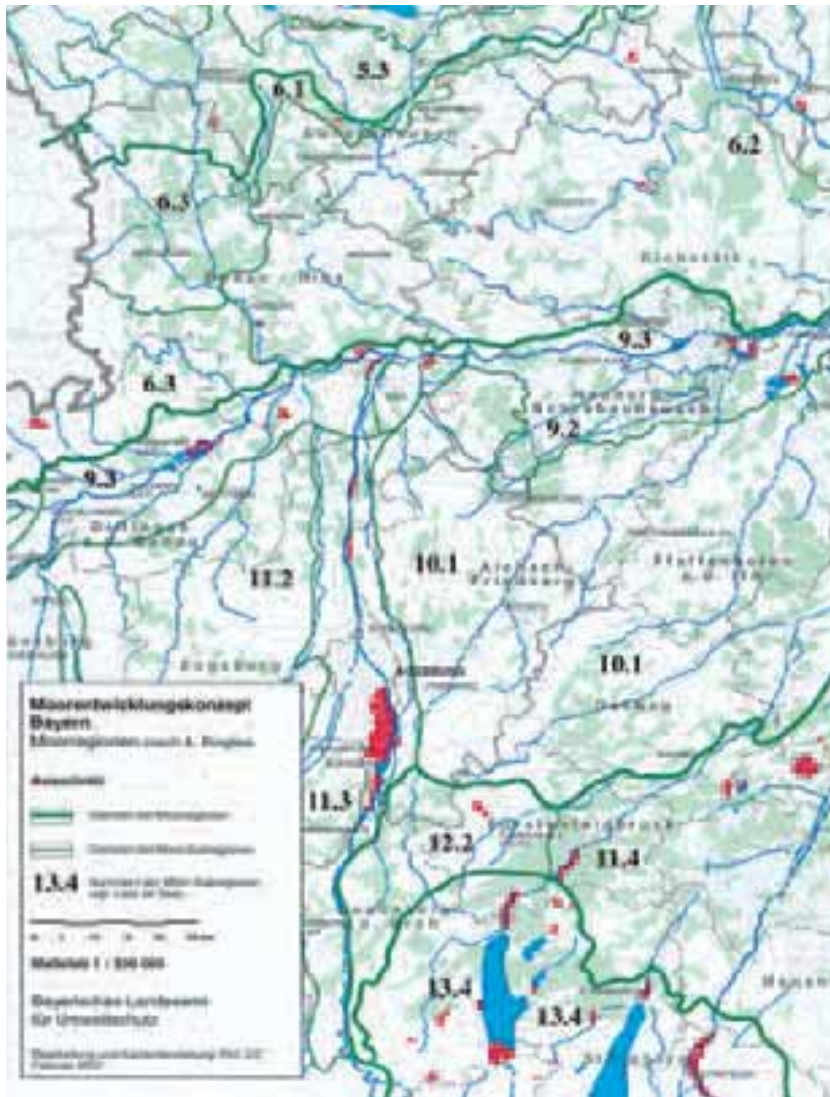


Abbildung 1
Moorregionen in Bayern (nach A. Ringler)

Liste der Moorregionen Bayerns, LfU

- 1 Rhein-Main-Niederung
- 2 Spessart-Odenwald
- 3 Rhön
- 4 Fränkische Platten
- 5 Keuper-Lias-Land
- 6 Jura
- 7 Bruchschollenland
- 8 Ostbayerische Grundgebirge
- 9 **Donauniederungen**
 - 9.1 Subregion Schwäbisches Donauried
 - 9.2 **Subregion Oberbayerisches Donaumoos**
 - 9.3 Subregion Donau-Randmoore
 - 9.4 Subregion Dugau
- 10 Tertiärhügelland
- 11 Schotterplatten
- 12 Altmoränen
- 13 Jungmoränen und Molassevorberge
- 14 Bayerische Alpen

Abbildung 2
Liste der Moorregionen Bayerns (LfU)

4. Die Kommunalpolitische Initiative

Bereits ab etwa 1972 nahm sich eine Interministerielle Arbeitsgruppe IAG (Innenministerium: für Wasserwirtschaft, Landwirtschafts- und Umweltministerium) den Herausforderungen und Problemen im Donaumoos an.

Diese IAG kam aber aufgrund der schwierigen Fragestellungen, der unterschiedlichen Ansätze (Wasserwirtschaft – Landwirtschaft – Naturschutz) und wohl auch aufgrund der gewissen räumlichen Distanz nicht so zügig voran, wie man sich dies im Moos wünschte. Eine kommunalpolitische Initiative von Landrat Dr. Richard Keßler, Lkr. Neuburg-Schrobenhausen mit der Gründung eines kommunalen Zusammenschlusses, dem **Donaumoos-Zweckverband**, bahnte dann neue Wege.

Der Zweckverband umschließt alle drei kommunalen Ebenen, den *Bezirk Oberbayern* in der Verantwortung für Gewässer II, den Landkreis Neuburg-Schrobenhausen als Querschnittsbehörde insbesondere aber auch für Naturschutzfragen zuständig und die

drei Donaumoos – Kerngemeinden (Karlshuld, Karlskron und Königsmoos) und umfasst zudem auch die Wasserverbände Donaumoos I-IV. Zudem bedient er sich eines Fachbeirates aus Vertretern der Naturschutzbehörden, des Wasserwirtschaftsamtes Ingolstadt, des Landwirtschaftsamtes PAF-SOB, des Bauernverbandes, eines Donaumoos-Arbeitskreises von Landwirten, des Landesamtes für Umweltschutz und der beiden Verbände Bund Naturschutz und Landesbund für Vogelschutz.

Mit der Gründung des Donaumoos-Zweckverbandes als sog. Querschnittsverband war ein Sprachrohr nach „oben“ und akzeptierter Meinungsbildner vor Ort geschaffen.

Dieser ZV machte sich zum Ziel, in Kenntnis des sog. Pfadenhauer-Gutachtens den Lebensraum für die Menschen, für Pflanzen und Tiere zu gestalten und zu entwickeln. (Das Gutachten ist übrigens nach der Erstellung im Spätherbst 1987 als Puppe verbrannt worden, die damalige Kreisbäuerin war – wie auf dem Bild in der Zeitung ersichtlich – auch dabei!!)

Die Bündelung der kommunalen Ebenen und die Integration der Vielfalt der Interessen bildete auch eine gewisse „fachlich – politische“ Allianz und erstellte eine erste gemeinsame Erklärung, damals noch in meinen Geschäftsführerjahren dieses DMOOSZV.

Im Übrigen wurde dann 1997, ebenso durch die drei kommunalen Ebenen getragen, auch die **Stiftung DONAUMOOS Freilichtmuseum und Umweltbildungsstätte** (Lage: siehe Abb. 3) gegründet.

5. Vom Gesamtökologischen Gutachten zum Entwicklungsleitbild 2000-2030

Der Donaumoos-Zweckverband beauftragte die drei Behördenvertreter in seinem Fachbeirat, die Wasserwirtschaft, die Landwirtschaft und den Naturschutz, ein ausgewogenes Entwicklungs- und Umsetzungspapier in Anlehnung an das o. g. Gutachten vorzulegen. Trotz verschiedener Vorarbeiten konnten diese Fachstellen aus personellen und strategischen Gründen, auch aus dem Mangel aktueller Geländedaten, ein gewünschtes Umsetzungspapier, welches insbesondere auch konkrete Flächenaussagen treffen sollte, nicht erarbeiten. Es wurde deshalb eine Ingenieur-Gemein-

schaft gesucht und mit dieser Aufgabe betraut; es musste zuerst noch ein hydraulisch-hydrologisches Geländemodell erstellt werden, um dann darauf ein wasserwirtschaftlich und ökologisch vertretbares Flächenkonzept zu entwickeln, welches eine akzeptierte Grundlage der künftigen Jahre werden sollte. Dieses Entwicklungskonzept wurde in mehreren Schritten, als sog. offene Planung mit immer wiederkehrenden Zwischenschritten evaluiert und 1999 vorgelegt.

C. Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit

Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit in Süddeutschlands größtem Niedermoor Donaumoos, so ist mein Thema benannt.

Erfolgskontrollen im Naturschutz für Moore, das ist für das Donaumoos betrachtet keine leichte Aufgabe. Was sind Erfolge im Moor-Naturschutz: Wenn Moore in ihrer Funktionsfähigkeit eine eigenständige, nicht vom Menschen beeinflusste Entwicklung nehmen, dann könnte von Erfolg gesprochen werden – Oder?

Kann in einem Naturraum mit ca. 10.000 ha Größe, in dem heute 10.000 Menschen leben, auch diese Zielformulierung zutreffend sein? Nein!

Es muss der Aufwand des Naturschutzes für vom Menschen geprägte Kulturlandschaften so formuliert und angesetzt werden, dass die Existenz der Bevölkerung dadurch nicht leidet, sonst sind diese Bemühungen nichts wert, sagte Wolf Schröder 1998 bezüglich dieser komplexen Betrachtung einer Landschaftsentwicklung! Ich möchte sagen, dass dieser Gedanke zielstrebig beachtet sein will, sonst ist jeder Anfang zu einer positiveren Entwicklung zum Scheitern verurteilt.

Aspekte für einen neue Nachhaltigkeit im Donaumoos, was wäre dies denn dann? Was sind dann die Ziele und Erfolge für den Naturschutz für besiedelte, bewirtschaftete Niedermoore, die man kontrollieren kann?

Klar, Niedermoore sind Stoffsenken, sind Wasser- ausgleichsräume, (PFADENHAUER u. a.); sie sind zudem auch die Nieren unserer Landschaft, wie Michael SUCCOW 2002 dies bildhaft beschreibt.

Abbildung 3

Wege zum Freilichtmuseum mit Umweltbildungsstätte DONAUMOOS



Erst wenn wir eindeutig auf diesem neuen Weg dahin sind, können wir erste Erfolge beschreiben, können einen Weg in eine neue Nachhaltigkeit erkennen, möchte ich meinen!

Wenn ich mit Bauern im Donaumoos über Nachhaltigkeit, Naturschutz und Moorkörperschutz spreche, dann sagen die mir eindeutig, dass Nachhaltigkeit nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische und soziale Aspekte gleichrangig umfasst!

Die Mösler sagen, dass die Bauern im Moos von ihren Flächen auch eine Nutzung haben wollen, denn dann erst sei auch der „soziale Frieden“ im Land gewahrt, und die soziale Komponente gehört auch zur Nachhaltigkeit!

Also kann die Zielformulierung des Naturschutzes für das besiedelte Donaumoos nicht allein die Nichtnutzung des Niedermooses sein.

Die Mösler haben erst vor 200 Jahren ihre Äcker und Wiesen der „Wildnis“ abgetrotzt.

Eine Betrachtung, in der auch der Moorerhalt, auch die Wasserrückhaltung und die damit verbundene Sicherung typischer Niedermoor-Lebensgemeinschaften seit einigen Jahren einen beachtlichen Stellenwert hat, ist somit die neue Nachhaltigkeit und nicht mehr nur die ausschließlich landwirtschaftliche Nutzung, wie bisher!

6. (Planungs-)Erfolge

Es gibt nun seit dem Jahr 2000 ein abgestimmtes und von der Politik, dem Bezirkstagspräsidenten, dem Landrat, den Bürgermeistern – mittlerweile ist auch der Markt Pöttmes im Bezirk Schwaben dem DMOOSZV beigetreten – und insbesondere auch vom Bauernverband getragenes **Entwicklungskonzept 2000-2030** (s. Präambel) für das Donaumoos, welches zu den künftigen Flächennutzungen und auch für künftige Wildnisflächen Vorgaben macht.

Auf ca. 50% der Gesamtfläche findet schrittweise eine schonendere Moornutzung statt!

Das sind wirklich beachtliche Erfolge eines gemeinsam erarbeiteten, neuen, nachhaltigen Ansatzes, auch wenn diese Umsetzung in der Fläche nicht vorgeschrieben wird, aber die Förderungen dies lenken können. Das Bayer. Vertragsnaturschutzprogramm (VNP) fördert eindeutig innerhalb einer sog. Gebietskulisse; bedauerlich ist, dass das Bayer. Kulturlandschaftsprogramm (noch) nicht an dieses Leitbild angelehnt fördert!

Ich erwähne hier nur kurz die Bemühungen zur Entwicklung des Großen Brachvogels im Donaumoos, welche als Zeigerart für den Feuchtwiesennaturschutz steht, der aber leider immer noch keine Trendwende zur Bestandserholung aufweist.

Ich nenne die Flächen der Seggenriede oder Hochstaudenfluren oder die vielen neuen Feuchtlächen-

gestaltungen der letzten 15 Jahre als „Trittsteinbiotope“ oder Pflege von Streuwiesenresten oder die seit kurzem von N. MODEL dokumentierte Wachtelkönig-BP-Dichte, über die es jeweils eigene Arbeiten gibt.

Als besonders bedeutsam sind jedoch die mittel- und langfristig in der Fläche wirkenden Planungserfolge zu nennen, die Festlegung von 13 Flächen für Wasserrückhalt und Abflussausgleich, sog. HQ-10 Niederschlags/Abflussverhältnisse, mit ca. 310 ha. Das erste Rückhaltebecken mit ca. 25 ha ist schon gebaut, ein Beweidungskonzept mit einer neu aufgebauten Moorschnuckenherde mit ca. 220 Tieren ist installiert.

Die Festlegung und der (teilweise) Ankauf von 4 großen Moorerhaltungskomplexen mit insges. ca. 510 ha, auf denen dann mittelfristig keine Nutzungen (und dann auch keine Sackung) mehr stattfinden, sind als klare Erfolge zu nennen!

610 ha Pufferfläche sind zudem um die sog. Moorerhaltungszonen herum angelegt, die langfristig allenfalls noch (extensiv) beweidet werden. Auch das kann als Erfolg gelten.

Im **Flächenankauf** für diese beiden Funktionen Moorkörperschutz und Wasserretention kann der Donaumoos-ZV bereits auf 200 ha blicken; auch der Lkr. Neuburg-Schrobenhausen (Naturschutzbehörde) auf weitere 91 ha!

Das heißt, dass die z.T. noch verteilt liegenden Flächen in Flurbereinigungsverfahren zusammengelegt werden; das erste Verfahren mit einigen Hundert ha Flächenumgriff ist eingeleitet.

Für den **Einstau von Entwässerungsgräben** (nö. Langenmosen) gibt es schon ein wasserrechtliches Planfeststellungsverfahren!

Die Bayer. Staatsregierung hat für ihren Auftritt in Johannesburg auf der Tagung Rio + 10 das Donaumoosprojekt von 10 „Nachhaltigkeitsbeispielen“ an erster Stelle genannt! (s. eigenes Faltblatt!)

Ich nenne weiter die 3.200 ha geplantes extensives Grünland, unter dem der GW-Spiegel im Wirtschaftszeitraum nicht mehr als 40 cm abgesenkt und im Winterdrittel an der Geländeoberkante sein wird!

Im gezielt ökologisch wirkenden Vertragsnaturschutz (VNP) sind (Stand 1.6.2001) 1100 Grundstücke mit 825 ha für 754.000 DM in Extensivierung.

Alle in den Extensivierungszonen liegenden Flächen des Staatl. Moorversuchsgutes Karlshuld wurden in Grünland, in Weideland, umgewandelt, und einen Teil hat man schon vor Jahren aus der Nutzung genommen. Es war die Initiative des Naturschutzes, die diese Flächenumwandlung ab etwa 1886 einleitete. Das Staatsgut wird zwar 2003 (nach 100 Jahren sog. Vorzeigelandwirtschaft) aufgelöst, es findet sich aber schon heute ein Pächter, welcher die Rinderherde der

vom Aussterben höchst bedrohten Murnau-Werdenfelder übernehmen kann; eine Herde weidet jeweils ca. 6-7 Monate im Jahr um das HAUS im MOOS, ebenso wie eine ca. 40 Köpfe zählende Moorschnuckenherde zwischen Flachteichen und Birken-Weidenbusch-Sukzessionen.

Weitere Viehherden (Dt. Angus, Fleckvieh, ...), meist in Mutterkuhhaltung, sind in der Nähe vom HAUS im MOOS entstanden.

Auch das über 10 Jahre bearbeitete Erforschungs- und Erprobungsprojekt der TU München und des LBV zur Renaturierung von Moorflächen auf ca. 25 ha mit unterschiedlicher Intensität, ist in seinen Ergebnissen ein Erfolg des Naturschutzes.

Die Suche nach alternativen Nutzungsformen für die Landwirtschaft, so der Anbau von Rohrkolben auf etwa 6 ha, kann als Teilerfolg bezeichnet werden. Nur als Teilerfolg, weil die Erträge bisher hinter den Erwartungen zurück blieben und die Verarbeitung, Vermarktung und Flächenmehrerung noch Fragen aufwerfen!

7. Welche Strategien können mehr Erfolge bringen?

Der Naturschutz muss eine verständliche, örtlich akzeptierte und zielgerichtete Öffentlichkeitsarbeit entwickeln und umsetzen und diese ständig als offen betrachten und weiter aktualisieren! Die Umsetzung der Naturschutzziele und die Erweiterung der Ziele hängen von der Vermittlung einer ganzheitlichen Sichtweise und vom gegenseitigen Verständnis ab. Wir haben eine Ausstellung zu den künftigen Zielen des Naturschutzes im Moor gefertigt und diese „HORIZONTE – Perspektiven für das Donaumoos“ bezeichnet (s. Faltblatt).

Die Kooperation mit dem im Naturraum stets geforderten Wasserwirtschaftsamt muss ausgebaut und weiterentwickelt werden. Einstmals legte das Was-

serwirtschaftsamt seine Arbeit auf die Forderungen der Landwirtschaftspolitik aus; diese war von einer intensiven Nutzung bestimmt!

Während es noch vor 10 Jahren nahezu ausschließlich um „Wasseraustragung“ ging, ist die heutige Argumentation der Wasserwirtschaft weiter ausgelegt und berücksichtigt auch die ökologischen Aspekte von Versorgung und Wasserrückhaltung.

Die DLE-Krumbach arbeitet mit uns gemeinsam an einem Symposium mit dem Arbeitstitel: Die Flurneueordnung als strategisches Werkzeug für die Umsetzung des Entwicklungsleitbildes im Donaumoos.

Die Modulation in der Förderpraxis der Landwirtschaft könnte eine sehr bedeutungsvolle und erfolgreiche neue Strategie im Naturschutz, im sog. integrierten Ansatz, werden: Dann fördert die Landwirtschaft keinen Maisanbau mehr auf Niedermoorböden, sondern (angemessen) dessen Verzicht!

8. Zusammenfassung

In einem derart komplex von unterschiedlichen Ansprüchen geprägten Naturraum mit einer relativ jungen Kulturgeschichte Naturschutz zu entwickeln, braucht den Blick auf die gesamten Aspekte, die sich in einem Raum befinden.

Wir Naturschützer und Umweltbildner mussten erst spürbar die Stiefel eines Landwirts tragen, um uns mit allen Anforderungen auseinandersetzen zu können. Wir mussten ganz viel Zeit mitbringen, um diesen ganzheitlichen Ansatz selbst verstehen und diesen dann verständlich ausformulieren zu können.

Es mussten selbstverständlich erst mal intensive „gesamtökologische Forschungen“ und aktuelle Gegebenheiten erarbeitet werden (Pfadenhauer, Heißhuber, viele Diplom- und Promotionsarbeiten), um die bisher alleinig angestrebte Wasseraustragung auf die Wasserrückhaltung umstellen zu können; dafür bedurfte es auch einiger Niederschlags- und Hochwasserereignisse.



Abbildung 4
Extensive Weidewirtschaft

Gut 200 Jahre und mehr dauerte die uneingeschränkte Sicht und Pflicht zur Entwässerung und für 30 Jahre ist nun die Zeit ausgelegt, um gute Erfolge für die Menschen in diesem Raum und auch für die Regeneration des Niedermoors, zumindest für einen beachtlich großen Raum, zu erreichen. Absiedeln lassen sich die Mösler jedenfalls aus ihrer ehemaligen Wildnis nicht mehr.

Wenn aber großräumige Weidelandschaften mit verschiedenen Rassen und Arten von Weidetieren, auch dem Wisent, wenn Rohrkolbenfelder statt Maiskolbenäcker und auch Schilf-Kanu-Labyrinth und Biogas-Grasraffinerien als biosolare Rohstoffquellen anziehend wirken (vgl. Abb. 4) und als neue Einkommensquellen und Wertschöpfungen greifen, sind das erste sichtbare Erfolge einer neuen naturnahen, nachhaltigen Mooskultur.

Ulrich M. Sorg (Dipl.Ing. Landespflege)

1977-1981: Reg. von Niederbayern und Bayer. Landesamt für Umweltschutz, München

1981-1997: Hauptamtliche Naturschutzfachkraft am Lkr. Neuburg-Schrobenhausen, Neuburg

seit 1997: auch Leiter der Stiftung Donaumoos Freilichtmuseum und Umweltbildungsstätte (HAUS im MOOS) Karlshuld

Anschrift des Verfassers:

Ulrich Sorg
HAUS im MOOS
Kleinhohenried 108
D-86668 Karlshuld
e-mail: U.Sorg@haus-im-moos.de

Empfehlungen zur Anwendung verschiedener Mahdmanagements zur Pflege der Streuwiesen im bayerischen Alpenvorland

unter Berücksichtigung der Resultate der vegetationskundlichen Untersuchungen des vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz betreuten Projektes „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“ in den Jahren 1997 bis 2002*

Burkhard QUINGER

Inhalt

1. Einführung
2. **Kopfried-Quellmoore und Kopfried-Quellriede**
 - 2.1 Vergleich von „regelmäßiger Herbstmahd“, „Herbstmahd im 2-3jährigen Turnus“, „seltener Mahd etwa alle 5 Jahre und „Brache“
 - 2.2 Zielsetzungen
 - 2.3 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung
3. **Streuweisen-Lebensräume mit vorwiegend basenreichen Pfeifengraswiesen**
(einschl. Streuwiesen, die zu Kopfried- und zu Kleinseggenried-Beständen überleiten)
 - 3.1 Überblick zu Versuchsergebnissen des Projekts „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich“.
 - 3.2 Zielsetzungen zur Pflege von Pfeifengraswiesen
 - 3.3 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung
4. **Schwach produktive saure Pfeifengraswiesen und saure Haarbinsenrieder**
 - 4.1 Zielsetzungen
 - 4.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung
5. **Steifseggen-Streuweisen und steifseggenreiche Streuwiesen alluvial und kolluvial beeinflusster Standorte**
 - 5.1 Zielsetzungen
 - 5.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung
6. **Steifseggen-Streuweisen und steifseggenreiche Streuwiesen in Verlandungszonen mit geringer Sedimentation** (z. B. Toteiskessel)
 - 6.1 Zielsetzungen
 - 6.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung
7. **Streuweisen-Fragmente**
 - 7.1 Zielsetzungen
 - 7.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung
8. **Literatur**

1. Einführung

Gegenstand der vorliegenden textlichen Langfassung eines auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ gehaltenen Vortrages bilden Vorschläge zu möglichen Zielsetzungen, zur Gestaltung sowie zur Maßnahmenwahl bei der Durchführung der Pflege zu einigen besonders wichtigen Typ-Ausprägungen der Streuwiesen-Lebensräume des bayerischen Alpenvorlandes und der bayerischen Alpentäler.

Die in den ersten beiden Abschnitten besprochenen Typausprägungen „Kopfried-Quellmoore und -Quellriede (Abschn. 2)“ sowie „basenreiche Pfeifengraswiesen (Abschn. 3)“ bildeten den Gegenstand der

bisherigen Untersuchungen zu dem vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz durchgeführten Projekt „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“. Die sich für den praktischen Vollzug ergebenden Schlussfolgerungen der Ergebnisse der bisherigen Phasen dieses Projekts fließen in die nachfolgend angestellten Betrachtungen mit ein. Die fachlichen Grundlagen hierzu sind der Projektzusammenfassung von QUINGER (2001) der Ergebnisse der Projektphasen von 1997 bis 2000, den statistischen Auswertungen von FISCHER (2001) sowie dem tierökologischen Beitrag von BRÄU et al. (2001) zu entnehmen, deren Ergebnisse für die Erarbeitung der nachstehenden Empfehlungen miteinander abgeglichen wurden. Die genauen Titel dieser beim Bayerischen Landesamt

* Langfassung eines Vortrages auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22.11.2002 in Rosenheim

für Umweltschutz vorliegenden Berichte sind in dem Quellenverzeichnis (Abschn. 8) am Ende dieser Arbeit enthalten.

Zu den Typ-Ausprägungen „Basenarme Pfeifengraswiesen und Haarbinsenrieder (Abschn. 4)“ und „Steifseggen-Streuwiesen alluvial und kolluvial beeinflusster Standorte (Abschn. 5)“ und Steifseggen-Streuwiesen in Verlandungszonen mit geringer Sedimentation (Abschn. 6)“ erfolgten nicht eigens Untersuchungen im Rahmen des Projekts „Effizienzkontrollen Erschwernisausgleich“, so dass die in der vorliegenden Arbeit ausgesprochenen Empfehlungen ausschließlich auf vorliegendem Erfahrungswissen basieren. Hierbei wird insbesondere auf das vorhandene Erfahrungswissen des Verfassers, hinsichtlich entomofaunistischer Aspekte auf Erfahrungen von Dipl.-Ing. M. BRÄU zurückgegriffen. Die Betrachtungen einiger Sachverhalte aus avifaunistischer Sicht wurden mit Herrn Dipl.-Biol. M. FAAS (Reg. v. Oberbayern, SG 830) diskutiert. In die Ausführungen dieser Arbeit flossen zudem Umsetzungserfahrungen der dem Facharbeitskreis „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich“ angehörenden Behördenvertreter mit ein.

Stellen Streuwiesen heute nur mehr sehr stark fragmentierte Reste ehemals viel ausgedehnter Vorkommen dar (s. Abschn. 7), so können für die Zielsetzung und die Maßnahmenwahl Gesichtspunkte eine ausschlaggebende Bedeutung gewinnen, denen man in Streuwiesen-Lebensräumen, die hinsichtlich des Strukturangebots und der Flächenausdehnung noch gut erhalten sind, keine Beachtung schenken muss (vgl. Abb. 1).

Um falschen Erwartungen vorzubeugen, die den Ergebnissen des Projektes „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich“ entgegengebracht werden können, ist eine Klarstellung erforderlich. Der Zweck dieses Projektes besteht nicht darin, neue Leitbilder zur Gestaltung und Entwicklung der Lebensraum-Typen „kopfriedreiche Quell-Streuwiesen sowie Kopfriedbestände“ oder „Pfeifengraswiesen“ zu entwerfen, sondern beschränkte sich im Zeitraum von 1997 bis 2001 darauf, die Auswirkungen verschiedener Mahd-Management-Alternativen auf konkrete Bestände präziser zu erfassen. Die im Streuwiesenband zum „Landschaftspflegekonzept Bayern“ (QUINGER et al. 1995) dargelegten Zielsetzungen (vgl. Kap. 4.2.1.1 im LPK-Band) zur Entwicklung derartiger Lebensräume behalten im wesentlichen ihre Aktualität. Sofern sich nach Erscheinen des LPK-Bandes gewonnene Erfahrungen bezüglich einiger Vorschläge dieses Bandes nicht umsetzen lassen, wird jedoch darauf hingewiesen.

Versuche zur Rinderbeweidung, die vielfach als Alternative zur Mahdpflege der Streuwiesen-Lebensräume zur Debatte gestellt wird, wurden im Rahmen des Projektes „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“ nicht vorgenommen. Auf die Möglichkeiten und Durchführungsmodalitäten der vielerorts als

Pflegeform streuwiesenartiger Lebensräume durch aus sinnvollen und aus naturschutzfachlicher Sicht gut vertretbaren Beweidung wird deshalb in dieser Arbeit nicht eingegangen.

Bei den räumlich zumeist eng umgrenzten Kopfried-Quellmooren und Kopfried-Quellrieden (s. Abschn. 2.2) erfolgen zum Gesamt-Lebensraum Maßnahmen-Empfehlungen, zu den übrigen, oft viel weitläufigeren und weniger klar abgrenzbaren Streuweisen-Typen (vgl. Abschn. 3.2, 4.2, 5.2) werden die Anwendungsbereiche verschiedener Alternativen zum Mahd-Management jeweils eingegrenzt.

Die vorliegenden Empfehlungen richten sich im wesentlichen nach der einvernehmlichen Abstimmung des vom Bayerischen Landesamt f. Umweltschutz koordinierten Facharbeitskreises „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich“ vom 26.10.2001. Diesem Arbeitskreis gehören Vertreter der SG 830 der Regierungen von Oberbayern und Schwaben sowie einige Vertreter von Landratsämtern aus Landkreisen mit bedeutenden Streuwiesen-Vorkommen an. Da die Ausführungen dieser Arbeit jedoch nicht ausdrücklich von diesem Arbeitskreis autorisiert sind, unterstehen sie nicht seiner Verantwortung und geben die Meinung des Verfassers wieder.

2. Kopfried-Quellmoore und Kopfried-Quellriede

2.1 Vergleich von „regelmäßiger Herbstmahd“, „Herbstmahd im 2-3jährigen Turnus“, „seltener Mahd etwa alle 5 Jahre“ und „Brache“

Die vergleichenden Versuche zur Ermittlung der Auswirkungen unterschiedlicher Häufigkeit der Mahd-Anwendung erbrachte folgende Ergebnisse: die Deckungswerte und die Wuchshöhen der Matrix-Arten Rostrottes Kopfried (*Schoenus ferrugineus*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*) nahmen mit zunehmender Mahdfrequenz ab. Am geringsten fielen die Deckungswerte bei der „alljährlichen Mahd“ aus, bei „Turnusmahd“ und „seltener Mahd“ wiesen beide Matrixarten höhere Deckungswerte auf. In einigen, offenbar schon seit langer Zeit brachliegenden Aufnahmeflächen wurde bereits ein weitgehender Abbau der Schoenus-Molinia-Matrix beobachtet; insbesondere Schoenus scheint bei Brachlegung schon nach wenigen Jahren benachteiligt zu werden.

Die vergleichsweise niedrigen mittleren Deckungswerte matrixbildender Arten wie Rostrottes Kopfried und Pfeifengrases in den alljährlich gemähten Flächen sind auf die mit Mahd verbundenen Nährstoffverluste zurückzuführen; das Aufbrechen der internen Stoffkreisläufe zieht Ertragsseinbußen bei diesen Matrixarten nach sich. Von dem dadurch verursachten größeren Lückenangebot in der Grasnarbe sowie der Verhinderung der Streufilzdeckenbildung durch die Mahd ziehen vor allem niedrigwüchsige

Abbildung 1

Ideal erhaltene Streuwiesen-Landschaft im westlichen Landkreis Weilheim-Schongau („Grasleitener Moorlandschaft“, TK 8232). In großflächig zusammenhängenden Streuwiesen-Landschaften lässt sich die Palette der verschiedenen Streuwiesen-Struktur-Typen, die durch unterschiedliche Nutzungen erzeugt werden und verschiedene Pflanzen- und Kleintierarten der Streuwiesen-Lebensräume begünstigen, problemlos erzeugen. Großflächig zusammenhängende Streuwiesengebiete bieten mithin die größten Chancen, die Streuwiesen-Lebensgemeinschaften vollständig erhalten zu können.



Abbildung 2

Am Beispiel des **Mehlprimel-Kopfbinsenried** als einer vergleichsweise einfach strukturierten Pflanzengemeinschaft lässt sich exemplarisch demonstrieren, wie sich die Mahd auf das Mengenverhältnis von bestandsbildenden Matrixarten, in unserem Beispiel das Rostrote Kopfried (*Schoenus ferrugineus*), und den Lückenbesiedlern, in unserem Beispiel u.a. die auffällige Mehl-Primel (*Primula farinosa*), auswirkt. Regelmäßig alljährlich erfolgende Mahd dämpft die Matrixart hinsichtlich Wuchshöhe und Wuchsdichte, so dass ein größeres Lückenangebot als bei im Turnus von 2-3 Jahren vorgenommener Mahd entsteht; zugleich wird die Bildung verdämmend wirkender Streufilzdecken verhindert. Ein großes Lückenangebot sowie die Unterbindung der Streufilzbildung begünstigen die lückenbesiedelnden Arten.



Rosettenpflanzen wie die Mehl-Primel (*Primula farinosa*), das Sumpferzblatt (*Parnassia palustris*), der Stengellose Enzian (*Gentiana clusii*) und der Rauhe Löwenzahn (*Leontodon hispidus*) sowie Therophyten wie der Purgier-Lein (*Linum catharticum*) nutzen. Erst regelmäßiges Mähen erzeugt dichte, aspektbildende Bestände der für Kopfbinsenrieder bezeichnenden Rosettenpflanzen wie der Mehlprimel (*Primula farinosa*) (vgl. Abb. 2).

Zu den Streuwiesenpflanzen der Kopfbinsenrieder, die mit Mahdfrequenzen in Abständen von mehreren Jahren gut zurechtkommen, gehören einige niedrigwüchsige Streuwiesenpflanzen wie die Blutwurz (*Potentilla erecta*) und die Hirse-Segge (*Carex panicea*). Bei abnehmender Mahdfrequenz finden sie zwar ein geringeres Lückenangebot vor. Mit ihren Ausläufern kann *Carex panicea* jedoch die sich bildenden Streufilzdecken leichter überwinden als die Rosettenpflanzen, so dass diese Segge weitaus weniger von Rückgängen betroffen ist. Die niederliegende

aufsteigende Blutwurz (*Potentilla erecta*) verfügt über Blätter fast bis zur Sprossspitze, so dass sie wenigstens einen Teil ihrer Assimilationsorgane oberhalb des Streufilzdecken ausbilden kann und vermutlich deshalb weniger leidet als die Rosettenpflanzen.

Einer Röhrichtpflanze wie dem Schilf (*Phragmites australis*) setzt regelmäßige Mahd stärker zu als Mahdabstände, die sich über mehrere Jahre hinziehen. Das Schilf kann bei Brache einen vollständigen Abbau der *Schoenus ferrugineus-Molinia caerulea*-Matrix herbeiführen; allerdings scheint dies nur in Kopfbinsenriedflächen der Fall zu sein, die entweder auf natürlich sehr mineralstoffreichen Standorten angesiedelt sind wie z.B. im Überschwemmungsbereich der Seeriede oder aber in quelligen Hang-Streuwiesen vorkommen, die einer Eutrophierung von benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgesetzt sind. In nährstoffarmen Kopfried-Brachen ohne Nährstoffeinflüsse ist das Schilf offenbar ge-

wöhnlich nicht imstande, die *Schoenus ferrugineus-Molinia caerulea*-Matrix zu verdrängen.

2.2 Zielsetzungen

Innerhalb des Streuwiesenspektrums i.w.S. im Alpenvorland repräsentieren die Kopfried-Quellmoore und die Kopfried-Quellriede, worunter Kopfriedbestände auf mineralischem Substrat zu verstehen sind, eine vom Flächenanteil an den Streuwiesenlebensräumen des Alpenvorlandes und der Alpentäler her nachrangige, jedoch naturkundlich sehr hochwertige und zugleich pflegetechnisch anspruchsvolle Typausprägung der zur Streugewinnung nutzbaren Flächen. Für die Kopfried-Quellmoore und Kopfried-Quellriede ergeben sich hinsichtlich der Erhaltung des Strukturtypenspektrums, der Strukturgestaltung und der Pflegeanforderungen recht spezifische Zielsetzungen und Anforderungen:

In Kopfriedbeständen sollten kurz- und lockerrasige Wuchsstrukturen angeboten werden, um konkurrenzschwachen lückenbesiedelnden Pflanzenarten günstige Lebensmöglichkeiten zu bieten. Offene, besonnte Strukturen der Quellaustrittsbereiche begünstigen zudem Insektenarten wie die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*), die in diesem LRT einen ihrer Vorkommensschwerpunkte in Südbayern besitzt.

Im Innern solcher kopfriedreichen Quell-Streuwiesen und Kopfriedbestände sollten die regelmäßig gemähten Teilabschnitte durch temporäre Bracheinseln mit einem Bestandesanteil von ca. 20% (Faustrechtswert) ergänzt werden. In den Rand- und Übergangszonen zu benachbarten Biotop-Typen können die Brachen größere Flächenanteile und die Brachedauer längere Zeitintervalle für sich in Anspruch nehmen. Dies bietet sich vor allem in Randbereichen von Quellriedflächen und Quell-Streuwiesenkomplexen an, denen sich nicht nutzungsabhängige Biotop-Typen wie Wälder, aber auch verschiedene pflegeunabhängige Moortypen wie Hochmoore, Schwingdeckenmoore oder hydrologisch unveränderte Schneidried-Bestände anschließen. Im Übergangsbereich zu solchen ungenutzten Lebensraumtypen kann es angebracht sein, den Flächenanteil der temporären Brachen auf über 20% bis ca. 50% anzuheben. Durch eine verringerte Mahdfrequenz des Randbereiches der kopfriedreichen Quell-Streuwiesen wird der Übergangscharakter der Randzone gewissermaßen in breitsaumartiger Weise betont. Durch die Bereitstellung solcher Brachinseln, Brachstreifen und Brachsäume soll gewährleistet werden, dass ein Mindest-Strukturangebot für verschiedene naturschutzbedeutsame Insekten erhalten bleibt.

Insbesondere in hydrologisch unveränderten Quellrieden und Quellmooren können morphologische Strukturen wie Quellfächer mit Rieselbahnen des Quellwassers, Sinterkalkbänke mit unterschiedlichen Tuff-Typen, Quellkalkschlenken in getreppter Anordnung sowie bei ebenem Relief, außerdem Kalk-

Hangrippen erhalten sein, die in besonderer Weise den Naturschutzwert des Quellried- oder Quellmoorkomplexes bestimmen. *Der Schonung solcher ursprünglichen Reliefstrukturen ist bei der Ausübung der Pflegearbeiten besondere Priorität einzuräumen. Hochempfindliche Strukturen sollten daher nur bei passender Witterung und mit geeignetem Gerät gemäht werden. Falls die Mahd in hochempfindlichen Bereichen zur Erhaltung charakteristischer Strukturen nicht erforderlich ist oder sogar zu Schäden führt, sind diese von der Mahd auszunehmen.*

Ein Gestaltungs-Leitbild für die Pflegestruktur eines Hangquellmoores sind den Ausführungen in Kap. 4.2.1.1, Punkt B (mit Leitbild 2) des Streuwiesenbandes des Landschaftspflegekonzeptes zu entnehmen.

2.3 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung

Auf der Grundlage der für die vier im Rahmen der Phase I des Projektes „Effizienzkontrolle Erschwerenausgleich“ untersuchten Maßnahmen-Alternativen genannten Anwendungsbereiche (siehe Abschn. 6.1.1 in QUINGER 2001) ergeben sich für die Pflege der Kopfried-dominierten Quellmoore und Quellriede im allgemeinen folgende Empfehlungen. Es handelt sich hierbei um eine modifizierte Fortschreibung der im Streuwiesenband des „Landschaftspflegekonzeptes Bayern“ (vgl. QUINGER et al. 1995: 310 f.) ausgesprochenen Empfehlungen für die Mahd-Pflege von Quell-Streuwiesen und Quellmooren.

Keine Pflege oder Pflege nur in schonender, extensiver Form sollte in folgenden Fällen Anwendung finden:

1) Keine Pflegeausübung in primär baumfreien Quellmooren.

Die Pflege primär baumfreier Quellmoorbereiche ist überflüssig, verursacht unnötige Kosten und richtet unter Umständen nur Schäden an. Von der Pflege auszunehmen sind insbesondere Quellschlote, Quelltrichter und Quellaufstöße der Quelltrichter-Quellmoore (Typ-Beispiele: unmittelbare Krebssee-Umgebung im Murnauer Moos, Lkr. GAP, Gumpen an den Rändern des Gossen Ostersees und des Lustsees, Lkr. WM; Quellgumpen Oberteil Aiterbacher Winkel, Lkr. RO; Moorkomplex am Falkensee, Lkr. TS) und die sie unmittelbar umgebenden Vegetationsbestände. Dies gilt z. B. für Schneidried-Bestände (*Cladium mariscus*), für Vegetationsbestände mit umfangreichen Skorpionsmoos-Schlenken sowie für Schlenken mit der Gesellschaft der Armblütigen Sumpfbinsse (*Eleocharis quinqueflora*).

2) In hydrologisch unveränderten Hangquellmooren ganz allgemein keine maschinelle Mahd oder Beweidung der Quellschlenken-Bereiche, der Quellrinnsale und eigentlichen Quellaustrittsbereiche vornehmen.

Nur gelegentlich sollten diese Quellmoorbereiche mit der Motorsense gemäht werden, wenn sich da

und dort dichter Aufwuchs entwickelt haben sollte. Balkenmäher (und erst recht nicht Traktoren!) dürfen zu Pflegearbeiten in den morphologisch hochempfindlichen Quellmoor-Bereichen nicht eingesetzt werden. Es empfiehlt sich vor der Mahd von derartigen Quellmooren und Quellrieden, solche empfindlichen Bereichen auffällig zu markieren und Farbfähnchen auszustecken (vgl. Abb. 3).

3) Weitere sehr nasse Geländeabschnitte in Quellried-Streuwiesen nur nach einem längeren vorausgegangenem trockenen Witterungsabschnitt durchführen, die Vornahme der Mahd ist nicht jedes Jahr erforderlich.

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“ oder des Frühherbstes in der ersten Oktoberhälfte sind 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 Pflegeausfall und eine Verschiebung der Mahd auf den Herbst des nächsten Jahres ist in jedem Fall dem Befahren der Fläche bei wasserdurchtränktem Boden vorzuziehen; dies gilt insbesondere für sehr nasse, nur schwach produktive Kopfbinsenrieder mit einem vergleichsweise geringen Streuanfall (vgl. Abb. 4).

Für die Kopfried-Bestände in der weiteren Umgebung der empfindlichen Sonder- und Nass-Standorte sowie außerhalb der eigentlichen Quellaustrittsbereiche gelten folgende Pflege-Empfehlungen:

1) Quellwasser-beeinflusste Kopfriedflächen, Bestände der Davallege und der Stumpfbliätigen Binse mit leichten Mahdgeräten (zwillingsbereifte Balkenmäher) mähen.

Wegen der besonderen Empfindlichkeit der Quellmoorstandorte gegen Druckbelastung muss die Mahd mit leichten, zwillings- oder breitbereiften Balkenmähern durchgeführt werden. Bei hochwertigen und sehr nassen Quellmooren ist generell der Verzicht auf Traktoren angebracht (zumeist auch mit Zwillingsbereifung ungeeignet und zu schwer). Einige mehrere cm tiefe Fahrspuren außerhalb der eigentlichen Quellfluren, Quellfächer, Sinterbänke u. dgl. können als Ansiedlungsflächen für konkurrenzschwache Lückenpioniere bewusst in Kauf genommen werden.

2) Mahd der wenig oder ganz unverschilften und weitgehend hochstaudenfreien Kopfbinsenrieder möglichst regelmäßig vornehmen. Sie sollte frühestens Anfang, besser ab Mitte September stattfinden. Bei Anwendung der Rotationsmahd in einem Quellmoorgebiet sollten Teilflächen eines solchen Hangquellmoores jedes Jahr gemäht werden.

Die Mahd der Kopfbinsenrieder sollte in den Kernflächen eines Quellmoores mit Ausnahme sehr nasser Abschnitte an den Quellaustritten (s. Punkt 6) regelmäßig durchgeführt werden. Bei Anwendung der Turnus-Rotationsmahd sollten Teilflächen möglichst jedes Jahr gemäht werden, die übrigen Flächen sollten etwa jedes dritte Jahr, höchstens jedes zweite Jahre brachliegen, um die auch schon bei kurzzeitiger Brache auftretenden Negativveränderungen in Kopfbinsenriedern wie übermäßiger Rückgang der wertprägenden Rosettenpflanzen nicht zuzulassen. Der Mahdverzicht sollte nicht in einem starren Turnus, sondern bei nasser Herbstwitterung erfolgen, welche nicht nur die Mahdausübung erschwert, sondern auch das Risiko erhöht, Reliefschäden in einem Quellmoor- oder Quellriedekomplex zu verursachen.

3) In den zu mähenden Bereichen in unregelmäßigen Abständen Brachestreifen und Bracheinseln (Larvalhabitate) stehen lassen.

Bracheinseln und Brachestreifen, die in den Mahdbereich eingestreut werden, verbessern die Überlebenschancen für verschiedene Insektenarten, deren Entwicklungsstadien oberirdisch in der Krautschicht an Stengeln, Blättern oder in den Fruchtständen überwintern. Die Brachestreifen sollten als Faustriechwert etwa 20% des Mahdbereiches einnehmen.

4) Mittelfristige temporäre Brachen (mit seltener Mahd, ca. alle 5 Jahre) mit Management „Seltene Mahd“ vorzugsweise in den Randbereichen zu benachbarten Waldbeständen durchführen.

Mittelfristige temporäre Brachlegungen erzeugen frühe Sukzessionszustände, die sich strukturell als Übergangsform zwischen den alljährlich gemähten locker- und niederrasigen Kopfbinsenbeständen einerseits und benachbarten Waldbeständen andererseits einfügen. Derartige temporäre Brachlegungen sollten als mehrere Meter breite Breitsäume angelegt sein. Sie bilden im Lebensraumtyp „Quellstreuwiesen“ die bevorzugte Struktur einiger Hochschaftpflanzen des Verbandes Molinion wie etwa der Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*). Da infolge der Streufilzaufgaben sowie der geringen Lückendichte der Matrixarten *Schoenus ferrugineus* und *Molinia caerulea* nur wenig Freiräume verbleiben, halten sich niedrigwüchsige Rosettenpflanzen nur in sehr geringer Dichte. Der Flächenanteil derartiger mittelfristig temporärer Brachen in einem Quellstreuwiesen-Lebensraum sollte nur einen geringen Bruchteil der häufiger gemähten Flächen betragen.

5) Mahd im Hochsommer (etwa Mitte Juli bis Mitte August) nur bei Eindringen und Vordringen von Problemarten ansetzen.

In Quellmooren und Quellrieden kann sich insbesondere bei schleichender Eutrophierung das Schilf stark ausbreiten. Um eine vordringende Schilffront zu bändigen, ist ein hochsommerlicher Mahdschnitt ab 20. Juli bis spätestens 20. August angebracht, solange das betreffende Schilf-Polykormon Probleme bereitet.

6) Ausreichende Pufferungen, sofern nicht vorhanden, vereinbaren.

Sofern sich in einem Quellhangmoor Eutrophierungserscheinungen bemerkbar machen, sollte die Bestandespflege durch Pufferungsmaßnahmen in der Quellmoor-Umgebung ergänzt werden. Pufferungsbedarf kann insbesondere zu Hangquellmooren bestehen, an denen oberwärts Wirtschaftsgrünlandflächen angrenzen (vgl. Abb. 5).

7) Pfliegerücksicht auf besonders hochwertige Arten der Kopfried-Quellmoore nehmen.

Besondere Pfliegerücksichten erfordern Arten wie die Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*), das Sumpf-Knabenkraut (*Orchis palustris*), das Glanzkraut (*Liparis loeselii*) (siehe auch jeweils Kap. 1.4.2.1.5 und 4.2.2.2.1 im LPK-Band „Streuwiesen“), unter den Insekten insbesondere die Libellenart Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) (vgl. Kap. 4.2.2.2.2 im LPK-Band „Streuwiesen“, unter den Weichtieren gilt dies besonders für die Bauchige Windelschnecke (*Vertigo moulinsiana*)).

8) Dauerbrachen von Kopfriedbeständen mit dem Management „keine Mahd“ nur an dafür geeigneten standörtlichen Bereichen wie in Übergangszonen zu andersartigen primär waldfreien Moor-Typen zulassen.

Das dauerhafte und vollständige Ausnehmen von Kopfried-Beständen von der Mahd sollte i. d. R. nur an Stellen mit Übergangszonen zu sehr nassen, primär waldfreien Moor-Typen wie Schwingdecken-moor-komplexe und Skorpionsmoos-Schneidriedbestände stattfinden, an denen Übergangsstrukturen erzeugt werden sollen. Nur in begründeten Ausnahmefällen sollten als Folge der Brachlegung Verwaldungen von Kopfried-Beständen zugelassen werden.

Aus den vorstehend beschriebenen Punkten ergeben sich folgende Anwendungsbereiche der verschiedenen Mahd-Alternativen in Kopfriedreichen Quellstreuwiesen:

Hochsommermahd: sinnvoll oder gar erforderlich zur Bekämpfung von Problempflanzen wie etwa von Schilfherden, v. a. wenn diese augenscheinlich durch Eutrophierungen begünstigt sind. Beschränkung auf den Problembereich vornehmen.

Regelmäßige Herbstmahd: trockenere, relativ einfach mähbare Abschnitte im Erscheinungsbild der „typischen“ blütenreichen Mehlprimel-Kopfbinsenrieder. Die wertgebenden lückenbesiedelnden Pflanzenarten (Bsp.: Sommer-Drehwurz, „bunte“ Rosettenpflanzen) gelangen bei regelmäßiger Herbstmahd zur optimalen Entfaltung.

Rotations-Turnusmahd: mind. 20% der Fläche sollten jedes Jahr temporär brach bleiben. Nasse Teilabschnitte eines Quellmoores in nassen Jahren zur Reliefschonung von der Mahd aussparen.

Seltene Mahd: Sehr nasse und empfindliche Bereiche nur in Jahren mit trockener Witterung mähen, sofern augenfällige Streuanhäufung eine derartige

Maßnahme nahe legt; außerdem im Randbereich zu Wäldern anwenden, um breitsaumartige Übergangsstrukturen zu erzeugen.

Mahdverzicht: primär baumfreie Quellaustritte.

3. Streuwiesen-Lebensräume mit vorwiegend basenreichen Pfeifengraswiesen (einschl. Streuwiesen, die zu Kopfried- und zu Kleinseggenried-Beständen überleiten)

3.1 Überblick zu Versuchsergebnissen des Projekts „Erfolgskontrolle Erschwer-nisausgleich“

3.1.1 Vergleich von „regelmäßiger Herbstmahd“, „Herbstmahd im 2-3 jährigen Turnus“ und „Brache“ in Pfeifengras-Streuwiesen

Bei dem in Pfeifengraswiesen fast unumschränkt herrschenden Matrixbildner *Molinia caerulea* erbrachten die Untersuchungen zu regelmäßig alljährlich gemähten, zu im 2-3 jährigen Turnus gemähten sowie zu seit mindestens 5 Jahren brachliegenden Pfeifengraswiesen folgende Ergebnisse: die Deckungswerte des Pfeifengrases (*Molinia caerulea*) und die mittlere Wuchslänge seines Blattwerks nehmen mit zunehmender Mahdfrequenz ab. Die mittlere Länge der Grundblätter von *Molinia caerulea* betrug in den siebzehn alljährlich gemähten Flächen 24,2 cm, in den sechzehn Turnusmahdflächen 33,3 cm, in den siebzehn Brachflächen 45,8 cm; die mittlere Deckung des Pfeifengrases bemaß sich in den regelmäßig alljährlich gemähten Flächen 40,2%, in den Turnusmahdflächen 51,6% und in den Brachen 66,2%. Das **Pfeifengras** profitiert mithin von der Brachesituation, solange kein Matrixabbau (etwa durch einwandernde Gehölze wie *Frangula alnus* oder verschiedene Weiden-Arten) erfolgt.

Betrachtet man die **Grasschichtdeckung insgesamt**, so ergibt sich folgendes Bild: Die mittlere Grasschichtdeckung fällt mit 70,5% Deckung bei alljährlicher Mahd gegenüber 79,1% Deckung bei Mahd im 2-3 jährigen Turnus und gegenüber 83,7% Deckung bei Brache deutlich ab. die **Krautschichtdeckung** vermindert sich von 39,3% bei alljährlicher Mahd auf 36,1% bei Turnusmahd und auf 27,9% bei Brache. In regelmäßig gemähten Flächen bedeckten die Streufilzreste im Mittel lediglich 8,0% der Aufnahmeflächen; in den Turnusmahdflächen entwickelten sich **Streufilzdecken**, die im Mittel 41,5% deckten, in den Brachflächen deckte der Streufilz im Mittel 78,5% der Aufnahmefläche. Insbesondere niedrigwüchsige Rosettenpflanzen gehen bei abnehmender Mahdfrequenz stark zurück. Bei den hochwüchsigen Schaftpflanzen des Molinion fiel diese Reaktion unterschiedlich aus. Die relativ niedrigen Deckungswerte des Pfeifengrases in den alljährlich gemähten Flächen sind auf die mit Mahd verbundenen Stoffverluste dieses Hauptbestandsbildners zurückzuführen; das Aufbrechen der internen Stoffkreisläufe zieht Ertragseinbußen bei dieser Matrixart nach sich.

Von dem dadurch verursachten größeren Lückenangebot in der Grasnarbe sowie der Verhinderung der Streufilzdeckenbildung durch die Mahd ziehen vor allem **niedrigwüchsige Rosettenpflanzen** wie die Mehl-Primel (*Primula farinosa*), der Rauhe Löwenzahn (*Leontodon hispidus* agg.), das Sumpferzblatt (*Parnassia palustris*), mancherorts auch der Stengellose Enzian (*Gentiana clusii*) **Nutzen**. Nur durch regelmäßiges Mähen lassen sich Rosettenpflanzen in Pfeifengraswiesen wie die Mehlprimel (*Primula farinosa*) in nennenswerter Dichte erhalten.

Unter den **Gräsern und Grasartigen** profitierten das Breitblättrige Wollgras (*Eriophorum latifolium*) und die Saum-Segge (*Carex hostiana*), die sich durch rasige Wuchsformen auszeichnen, von häufiger Mahd. Als mahdbegünstigt, jedoch eindeutig weniger bracheempfindlich erwiesen sich die horstig wachsende Davall-Segge (*Carex davalliana*) und die Floh-Segge (*Carex pulicaris*). Beide Seggenarten büßen bei Turnusmahd nur gering an Deckung ein und gehen i.d.R. erst bei langzeitiger Brache stark zurück. Das Rostrote Kopfried (*Schoenus ferrugineus*) war in zu wenigen Aufnahmeflächen vertreten, um mahdspezifische Reaktionen deutlich werden zu lassen.

Zu den **wenigen vergleichsweise niedrigwüchsigen Streuwiesenpflanzen, die mit Mahdfrequenzen in Abständen von mehreren Jahren zurechtkommen**, gehören aus denselben Gründen wie in den Kopfried-Streuwiesen die Blutwurz (*Potentilla erecta*) und die Hirse-Segge (*Carex panicea*).

Offensichtlich bevorzugt bei Turnusmahd werden einige **Vertreter des Lebensformtyps „Hochschaftpflanzen“**, so zum Beispiel der fast bis zur Sproßspitze beblätterte Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*), für den sich ein Turnusmahd-Management günstiger auswirkt als regelmäßige Mahd. Dasselbe gilt für Streuwiesen-Vorkommen der Trollblume (*Trollius europaeus*), bei der Engpässe in der Nährstoffversorgung die Ursache für die beobachtete streuwiesen-spezifische Mahdempfindlichkeit sein könnte; in den nährstoffreicheren Feuchtwiesen tritt diese Empfindlichkeit gewöhnlich nicht auf, in denen die Trollblume alljährliche Hochsommermahd gut verträgt. Von Turnus-mahd und Brache begünstigt wird zudem der zu den Hochstauden gehörende Weiße Germer (*Veratrum album*), der vor allem in den montanhumiden Regionen des Alpenrandbereiches bisweilen infolge übermäßiger Ausbreitung zu einer Problempflanze der Streuwiesen-Lebensräume avancieren kann.

Als wenig empfindlich gegen zeitweiliges Brachfallen erwiesen sich der Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) sowie die hochwüchsigen und bis zur Stengelmittle beblätterten, naturschutzbedeutsamen Lauch-Arten *Allium angulosum* und *Allium suaveolens*. Der grundständig beblätterte, nur mittlere Wuchshöhen erreichende Gekielte Lauch (*Allium carinatum*) erwies sich hingegen als ausgesprochen mahdabhängig und tritt nur bei regelmäßiger Mahd auffällig in Er-

scheinung. Auch einige hochschäftige Streuwiesenpflanzen ließen deutlich eine Bracheempfindlichkeit erkennen wie etwa die sich durch eine vorwiegend grundständige Beblätterung auszeichnende Kümmelsilge (*Selinum carvifolia*) sowie eigentümlicher Weise auch der Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*).

Eine **Röhrichtpflanze** wie das Schilf (*Phragmites australis*) kann insbesondere an alluvial beeinflussten Standorten bisweilen nur durch regelmäßige, nicht zu spät angesetzte Mahd eingedämmt werden. Ein Mahd-Management mit dem Praktizieren von Mahdabständen, die sich über mehrere Jahre hinziehen, erzielen in dieser Hinsicht keine Wirkung mehr. Das Schilf kann daher bei Brache in Pfeifengraswiesen der Seeriede (Bsp.: Ammersee-Süd, Chiemseeuferbereiche) einen weitgehenden Abbau der *Molinia caerulea*-*Schoenus ferruginus*-Matrix bzw. der *Molinia caerulea*-*Carex davalliana*-Matrix herbeiführen; allerdings wird die **Verschilfung als Sukzessionsprozess** nur in Streuwiesenflächen vorherrschend, die auf natürlich sehr mineralstoffreichen Standorten angesiedelt sind wie dies im Überschwemmungsbereich der Seeriede und der Auen der Fall ist. In nährstoffarmen, nicht alluvial beeinflussten Pfeifengraswiesen-Brachen ist das Schilf gewöhnlich nicht imstande, die *Molinia caerulea*-Matrix zu verdrängen. Im Normalfall wird der Matrixabbau dort durch Gehölze wie Faulbaum (*Frangula alnus*) oder verschiedene Weiden-Arten (*Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. nigricans*, *S. purpurea*) verursacht.

3.1.2 Vergleich von regelmäßiger Herbstmahd und regelmäßiger Sommermahd in Streuwiesen

Die Auswirkungen der Sommermahd und der Herbstmahd ließen sich durch den Vergleich zu im späten Juli (=Hochsommer) und ab Anfang September (=Herbst) gemähter, ansonsten einander benachbarter und standortsgleicher Streuwiesen-Bestände gut beobachten. Demnach erfolgt eine deutliche Schwächung des bestandesbildenden Pfeifengrases (*Molinia caerulea*) bei Durchführung der Sommermahd, unter den streuwiesen-typischen Gräsern und Grasartigen treten hingegen die Kleinseggen *Carex davalliana*, *Carex hostiana* und *Carex pulicaris* in den Sommermahdflächen in deutlich höheren Deckungswerten auf.

Einige früh blühende Rosettenpflanzen wie der Rauhe Löwenzahn (*Leontodon hispidus*) werden ebenfalls gefördert, die Mehl-Primel (*Primula farinosa*) und der Stengellose Enzian (*Gentiana clusii*) kommen mit dem Sommerschnitt zumindest gut zurecht, da ihre Assimilationsorgane von dem Schnitt in der Regel unberührt bleiben und auch zum frühzeitigen sommerlichen Mahdzeitpunkt der Entwicklungszyklus bei diesen Arten bereits abgeschlossen ist. Bei im Hochsommer blühenden Rosettenpflanzen wie dem Sumpferzblatt (*Parnassia palustris*) wirkt sich hingegen die Herbstmahd eindeutig günstiger aus. Zwar werden durch den Sommerschnitt die Assimi-

lationsorgane von *Parnassia* kaum geschädigt, dafür jedoch offenbar der erfolgreiche Abschluss der Fruktifikation unterbunden, so dass die generative Verbreitung unterbleibt oder nicht in ausreichendem Ausmaß stattfindet.

Bei den für Pfeifengraswiesen (Molinion) charakteristischen, spätblühenden Hochschartpflanzen wurden in den Sommermahdflächen wesentlich geringere Stetigkeitswerte sowie deutlich niedrigere mittlere Deckungswerte beim Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*), bei der Färberscharte (*Serratula tinctoria*), beim Duft-Lauch (*Allium suaveolens*), dem Gekielten Lauch (*Allium carinatum*) bei der Kümmel-Silge (*Selinum carvifolia*) und dem Preußischen Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*) registriert. Ein weniger auffälliger Negativtrend ergibt sich aus dem vorliegenden Aufnahmematerial beim Teufels-Abbiß (*Succisa pratensis*) (vgl. Abb. 6).

Die frühblühenden Hochschartpflanzen der Feuchtwiesen wie Trollblume (*Trollius europaeus*), Weichhaariger Pippau (*Crepis mollis*) und Bach-Kratzdistel (*Cirsium rivulare*) werden auf den im Sommer gemähten Flächen hingegen begünstigt. Eine deutliche Förderung zeichnet sich zudem bei in den Aufnahmeflächen vorkommenden Arten des gedüngten Grünlandes (Arrhenatherion, Trisetion) ab. Dies gilt beispielsweise für das Honiggras (*Holcus lanatus*), den Rot-Klee (*Trifolium pratense*), den Scharfen Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) und den Spitz-Wegerich (*Plantago lanceolata*). Diese auffällige Förderung auf den Sommermahdflächen ist möglicherweise durch gelegentliches früheres Düngen (geschah offenbar nur in bescheidenem Umfang!) zusätzlich begünstigt worden. Der Anreiz zur gelegentlichen Zudüngung ergab sich aus dem Umstand, dass die Sommerschnittwiesen vielfach als Futter- und nicht als Streuwiesen genutzt werden.

Bei den streuwiesen-typischen Orchideen-Arten ergibt sich anhand des vorliegenden Aufnahmematerials nur für die gewöhnlich in der ersten Julihälfte blühenden Sumpf-Stendelwurz (*Epipactis palustris*) ein einigermaßen klares Bild. *Epipactis palustris* kommt auf den Herbstmahdflächen deutlich besser zur Geltung als auf den Sommermahdflächen. Das Traunsteiners Knabenkraut (*Dactylorhiza traunsteineri*), das Fleischfarbene Knabenkraut (*Dactylorhiza incarnata*) sowie die artenschutzbedeutsame Einknolle (*Herminium monorchis*) sind in dem Aufnahmematerial zu gering repräsentiert, um daraus sichere Schlussfolgerungen für diese Arten ziehen zu können. In zwei seit langem im Hochsommer gemähten Aufnahmeflächen war allerdings das Traunsteiners Knabenkraut so reichlich vertreten, dass man mit guten Gründen vermuten kann, dass es hochsommerlichen Schnitt um Ende Juli verträgt.

3.2 Zielsetzungen zur Pflege von Pfeifengraswiesen

Basenreiche Pfeifengraswiesen werden auf dem trockenen Flügel durch Knollenkratzdistel-Pfeifen-

graswiesen, auf dem nassen Flügel durch kleinseggen- und kopfbinsenreiche Duftlauch-Pfeifengraswiesen besonders markant geprägt. Regional wie etwa im Alpenvorland des Ost- und Ober-Allgäus sowie Südost-Oberbayerns ist die Arten-Ausstattung deutlich ärmer, es lassen sich dort nicht so klar und so eindeutig verschiedene Pfeifengraswiesen-Typen unterscheiden wie dies besonders schön in der Westhälfte des Ammer-Loisach-Isar-Vorlandes der Fall ist. Trotz im Alpenvorland regional unterschiedlicher Typ-Ausprägungen lassen sich für die Gestaltung der basenreichen Pfeifengraswiesen des bayerischen Alpenvorlandes ganz allgemein folgende Zielsetzungen zur allgemeingültigen Leitlinie erheben:

1) Erhaltung ausreichend großer, offener Kerne in einem Streuwiesenkomplex.

Als Lebensgemeinschaft des Offenlandes ergibt sich für die Pfeifengras-Streuwiesen die Anforderung, dass wenigstens einige Kernbereiche reinen Freilandcharakter besitzen sollten. Nach Möglichkeit sollten erhebliche Teilflächen eines Streuwiesengebietes nicht dem Schattenwurf benachbarter Wälder oder Gehölzgruppen ausgesetzt sein. Die konkret anzustrebende Flächengröße hängt von den örtlichen Zielsetzungen ab. Die Erhaltung typischer Pflanzen- und Kleintierarten der Streuwiesen lässt sich hingegen zumeist mit einer ausgeprägten inneren Strukturierung der Streuwiesen mit Gehölzgruppen, Brachestreifen und Hochstaudensäumen erreichen oder wird sogar dadurch begünstigt (Brachestreifen und Brachflecken für zahlreiche Kleintierarten).

Freiflächen ohne jedwede Beimengung von Gebüschgruppen und sichtbehindernden Schilfherden von mehreren Hektar Fläche Ausdehnung sind erforderlich, wenn sich das betreffende Streuwiesengebiet als Brutgebiet für den Großen Brachvogel eignen soll.

2) Die offenen Rasenflächen in verschiedenen Wuchsausprägungen zulassen.

Regelmäßiges alljährliches herbstliches Mähen erzeugt Pfeifengraswiesen mit vergleichsweise geringer Wuchshöhe und Wuchsdichte des matrixbildenden Pfeifengrases und einem großen Lückenangebot für lückenbesiedelnde Gräser, krautige Pflanzen und auch verschiedene Kryptogamen. Insbesondere in standörtlichen Übergangsbereichen zu Magerrasen (Mesobromion) wird bei regelmäßiger alljährlicher Mahd das Magerrasen-Element in einer solchen Pfeifengraswiese gefördert, in Übergängen zu Kleinseggen- und Kopfbinseneriedern profitieren typische Vertreter der Kleinseggen- und Kopfbinsenerieder. Dies gilt insbesondere bei zeitig angesetzten Mahdterminen im Spätsommer und Frühherbst (etwa 15.8. bis 10.10.).

Bei Mahd im zweijährigen Turnus wird die von *Molinia caerulea* oder *M. arundinacea* gebildete Matrix betont, zugleich tritt das endogene Sukzessionspotential auffallender zutage, was sich in

erhöhten Anteilen des mahdempfindlichen Schilfs sowie der Vertreter der Mädesüß-Hochstaudenfluren (Filipendulion) wie dem Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) oder dem Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) niederschlagen kann.

Grundsätzlich sollten, sofern es das Raumangebot zulässt, in einem Streuwiesenkomplex verschiedene Wuchsausprägungen der Pfeifengraswiesen erzeugt werden, da jeweils verschiedene Organismen davon Nutzen ziehen.

Es muss allerdings darauf geachtet werden, dass durch zu große Mahdabstände kein allmählicher Abbau der für Pfeifengraswiesen typischen Bestandsstrukturen verursacht wird (z.B. Verhochstaudung der gesamten Streuwiesen-Fläche). Vor allem bei basenreichen Pfeifengraswiesen mit dem Rohr-Pfeifengras (*Molinia arundinacea*) als Matrixbildner ist Vorsicht angebracht; *Molinia arundinacea* erzielt bei nicht regelmäßiger alljährlicher Mahd sehr große Wuchsleistungen hinsichtlich Höhe und Dichte und schränkt das Raumangebot für andere Pflanzenarten stark ein, so dass derartige Rohrpfeifengras-Bestände stark verarmen.

3) Gebüschgruppen und Röhrichtbestände in Streuwiesen-Lebensräumen nicht in homogen-gleichmäßiger Verteilung, sondern in unregelmäßiger Strukturierung sich entwickeln lassen.

Strukturelemente wie Gebüschgruppen (z.B. *Fragula alnus*, *Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*, *Salix aurita*, *Salix nigricans*), Röhrichtbestände und durchgewachsene Hochstaudenbestände sollten sich in Streuwiesen-Lebensräumen nicht homogen-gleichmäßig verteilen, sondern in manchen Bereichen verdichten (Betonung der Grenzlinien), in anderen dafür völlig zurücktreten (Betonung des reinen Wiesencharakters).

4) Bereiche mit Brachestreifen und Bracheinseln vorsehen.

Im Streuwiesen-Gebieten sollten einige Teilabschnitte mit deutlicher Verdichtung von streifen- und inselartigen Flächen aus temporären Brachen vorgesehen werden (etwa im Verhältnis 1:3 bis 1:4). Von solchen Strukturen ziehen vor allem verschiedene Insektenarten der Streuwiesen-Lebensräume, aber auch Vogelarten wie das Braunkehlchen Nutzen. Durch die Bereitstellung solcher Bracheinseln, Brachestreifen und Brachesäume soll gewährleistet werden, dass ein Mindeststrukturangebot für verschiedene naturschutzbedeutsame-Insekten erhalten bleibt, deren Larven (wie z.B. beim Abbiß-Scheckenfalter *Euphydryas aurinia*) auf Bracheinseln angewiesen sind.

Solche temporären Brachestreifen sollten bevorzugt an Stellen angelegt werden, die Futterpflanzen dieser Kleintierarten wie Lungen- und Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana pneumonanthe* und *G. asclepiadea*) oder den in mesotrophen Aue-Streuwiesen vorkommenden Großen Wie-

senknopf (*Sanguisorba officinalis*) enthalten. Die genannten Pflanzenarten sind bei herbstlicher Mahd noch gut zu erkennen, so dass an Stellen, an denen diese Pflanzen in großer Dichte auftreten, Brachestreifen angelegt werden können.

Eine derartige Strukturierung sollte jedoch nicht generell in jedem Streuwiesengebiet anvisiert werden, da spezielle Gründe (z.B. Brachvogel-Bruthabitat) eine weiträumige, völlige Offenheit und eine durchgehend niedrigwüchsige Bestandsstruktur verlangen können (s. Punkt 1).

5) In den Randzonen der Streuwiesen-Lebensräume größere Flächenanteile für temporäre Brache und längere Zeitintervalle für die Brache vorsehen.

Insbesondere in den Rand- und Übergangszonen zu benachbarten Biotop-Typen können die Brachen größere Flächenanteile und die Brachedauer längere Zeitintervalle für sich in Anspruch nehmen. Dies bietet sich vor allem an Randseiten an, wo sich nicht nutzungsabhängige Biotop-Typen wie Wälder, aber auch verschiedene pflegeunabhängige Moortypen wie Hochmoore, Schwingdeckenmoore, natürlich waldfreie Großseggenrieder und dergleichen an den Pfeifengras-Streuwiesenkomplex i. e. S. anschließen. Durch eine verringerte Mahdfrequenz des Randbereiches der Pfeifengras-Streuwiesen wird der Übergangscharakter der Randzone gewissermaßen in breitsaumartiger Weise betont und Nutzungsökotone erzeugt.

6) Ränder der regelmäßig gepflegten Fläche buchtig und breitsaum-artig anlegen.

Der Randbereich eines Streuwiesengebietes sollte durch buchtige Randstrukturierung nach Möglichkeit grenzlinienbetont und zugleich breitsaumartig entwickelt sein. Solche ökotonartigen Übergangsbereiche sollten insbesondere zu benachbarten Wäldern (sowohl auf Moor- als auch auf Mineralbodenstandorten) das Entwicklungsziel bilden. Zur Waldseite hin ergibt sich eine allmähliche Zunahme des Waldcharakters, ins Innere des Streuwiesenlebensraumes kristallisiert sich der Offenlandcharakter immer stärker heraus.

7) Im Übergangsbereich zu gedüngtem Grünland mehrere Meter breite ungedüngte Streifen außerhalb des eigentlichen Streuwiesenareals vorsehen.

Im Kontaktbereich zu gedüngten Grünlandflächen ist die Ausweisung von Pufferzonen unausweichlich, der Pufferbereich muss im vormaligen gedüngten Grünlandbereich liegen und sollte selbst düngungsfrei bewirtschaftet werden. Auf mittlere Sicht ist damit zu rechnen, dass sich im Pufferbereich Vegetationsbestände entwickeln, die zwischen den Streuwiesen- und den Grünlandbeständen vermitteln.

Es liegt auf der Hand, dass diese Rahmenziele in den einzelnen Gebieten den jeweils gegebenen Situatio-



Abbildung 3

Die Umgebung von Quellschlenken wie in der vorliegenden **Quell-Streuwiese** in der Obersöchering-Hohenkastener Moorlandschaft (Lkr. Weilheim-Schongau, TK 8233) sollte nur mit leichten Mahdgeräten mit geringer Druckauflast gemäht werden, um keine Reliefschäden zu verursachen; bei sehr nasser Witterung muss gegebenenfalls auf die Mahd verzichtet werden.



Abbildung 4

Hinsichtlich des Maschineneinsatzes sehr schonend und **gut gepflegtes Hangquellmoor westlich Buchach** (Lkr. Ostallgäu, TK 7329) an der Westseite des Sulzschneider Forstes. Zur Schonung der Kleintierwelt sollten jedoch einige temporäre Brachen alljährlich geduldet werden und ca. 20 bis 25% der Fläche von der Mahd ausgespart bleiben.



Abbildung 5

Verschilftes Hangquellmoor. Um die aufgetretene übermäßige Verschilfung wiederum zu beseitigen, sind bei Vorliegen von Nährstoffeinträgen wirksame Abpufferungen erforderlich. Die Schilfherden lassen sich durch hochsommerliche Mahdschnitte bekämpfen.



Abbildung 6

Mäßig produktive **Duftlauch-Pfeifengraswiese der Grasleitener Moorlandschaft.** Geeignete bestandeserhaltende Mahdverfahren solcher Pfeifengraswiesen stellen die alljährliche herbstliche Mahd oder die im 2jährigen Turnus vorgenommene Mahd dar. Bei alljährlicher Mahd erfolgt eine Förderung der Niedergräser, Kopfbinsen, Kleinsiegen und der krautigen Rosettenpflanzen; bei Mahd im zweijährigen Turnus werden das Pfeifengras sowie einige Hochschaftpflanzen besonders begünstigt. Der im Bild aspektbildend auftretende Duft-Lauch (*Allium suaveolens*) kommt mit beiden Managementverfahren gut zurecht.

Abbildung 7

Durch alluviale Sedimentation beeinflusste Streuwiese des Ammersee-Süduferbereiches (Lkr. Weilheim-Schongau, TK 8032) **mit bestandesbildendem Rohr-Pfeifengras (*Molinia arundinacea*)**. Infolge der Nährstoffeinträge nach dem Pfingst-Hochwasser von 1999 hat sich eine sehr produktive Matrix von über 1,5 Meter Wuchshöhe (Spektiv als Größenvergleich) entwickelt, die durch vorläufig im Hochsommer vorgenommene Mahdschnitte in ihrer Produktivität wieder gedämpft werden kann. Erst danach bieten sich für konkurrenzschwache lückenbesiedelnde Pflanzenarten wieder bessere Wuchsbedingungen.



Abbildung 8

Stark mit Mädesüß verhochstaudete Pfeifengras-Streuwiese des Ammersee-Süduferbereiches. Zur Dämpfung der Hochstauden empfehlen sich bis auf weiteres ebenfalls hochsommerliche Mahdschnitte.



Abbildung 9 (li. unten)

Zur Verschilfung neigende Duftlauch-Pfeifengraswiese der „Mertinger Höll“ südwestlich von Donauwörth (TK 7330). Erfolgt bei Vorname alljährlicher herbstlicher Mahd eine Ausbreitung des Schilfs, sollten bisweilen spätsommerliche Schnitte eingeschoben werden, um einer allmählich fortschreitenden Verschilfung entgegenzuwirken.



Abbildung 10

Seeried-Streuwiesenkomplex in wünschenswerter Strukturierung. Auf das Seeufer folgen zunächst Schilfröhrichte und verschilfte Steifseggenriede (im Bild nicht unterscheidbar), anschließend die Streuwiesenzone, in die einzelne Brachstreifen und Brachinseln integriert sind. Die eingestreuten Brachstreifen und Brachinseln erhöhen die Habitataignung dieses Streuwiesengebietes für an Brachestrukturen gebundene Tierarten, im vorliegenden Fall unter anderem des Braunkehlchens und des Schwarzkehlchens.

nen angepasst sein müssen. Nachdem sich diese bereits im Streuwiesenband des Landschaftspflegekonzeptes formulierten leitbildhaften Zielvorstellungen (dort in Abschn. 4.2.1, Punkt A mit Leitbild 1) auch weiterhin im wesentlichen aufrechterhalten lassen, sollte es eine vorrangig zu lösende Fragestellung dieser Untersuchung darstellen, mit welchen Managements sich diese Zielsetzungen nun tatsächlich verwirklichen lassen.

Für den standörtlichen Sonderfall des Lebensraumes der Rhenen- und Brennen-Streuwiesen entlang von Flussläufen auf Mineralböden, in welchen sich die Schwerpunkt-Vorkommen der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen befinden, sind dem LPK-Band „Streuwiesen“ nähere Ausführungen in Kap. 4.2.1.2.2 mit Leitbild 6 zu entnehmen.

3.3 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung

Für sämtliche im Rahmen der bisherigen Phasen des Projektes „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“ untersuchten Mahd-Alternativen zu Pfeifengras-Streuwiesen gibt es Konstellationen, die ihre Anwendung in der Pflegepraxis ratsam machen. Die Eignung und die Einsatzbereiche der untersuchten Mahdmanagement-Alternativen für die Pflege der Pfeifengras-Streuwiesen werden in diesem Abschnitt besprochen.

A) Mahd im Hochsommer

Grundsätzlich stellt eine regelmäßig im Hochsommer durchgeführte Mahd keine geeignete Pflegemethode für Pfeifengras-Streuwiesen dar. Es gibt jedoch einige Konstellationen, bei der die Mahd zu diesem Zeitpunkt über einen begrenzten Zeitraum ausgeübt werden sollte; es ist jedoch darauf zu achten, die Mahd zu diesem Zeitpunkt auf die Problembereiche möglichst zu beschränken.

Die Notwendigkeit einer Sommermahd in Pfeifengras-Streuwiesen kann sich in folgenden Fällen ergeben:

In den **bisweilen sehr wuchskräftigen Rohrpfefengras-Streuwiesen (*Cirsio tuberosi-Molinietum*)** kann es angezeigt sein, hin und wieder oder sogar mehrfach hintereinander eine Mahd um Ende Juli/ Anfang August einzuschieben, um übermäßige Verdichtungen der Matrix des Rohr-Pfeifengrases zu unterbinden. Zugleich kann hochsommerliches Mähen in diesem Pfeifengraswiesen-Typ der bei regelmäßiger Herbstmahd mitunter auftretenden, herdenweisen Massenausbreitung des Weiden-Alants (*Inula salicina*) entgegenwirken.

In den **nässeren und hinsichtlich der Ertragsleistung oft weitaus schwächer produktiven kleinseggen- und kopfbinsenreichen Pfeifengraswiesen (*Allio suaveo-***

lentis-Molinietum, basenreiche Formen des *Molinietum caeruleae*) erbringt die Sommermahd als Pflegemethode intakter Flächen gewöhnlich *keine Vorteile, die für eine Mahd zu einem solch frühen Zeitpunkt sprechen.*

Mahd im Hochsommer kommt hingegen als Restitutionsmethode bei übermäßigen Auftreten von Störarten in Betracht, die geeignet sind, die Matrix einer Pfeifengras-Streuwiese umzubauen. Dies gilt insbesondere:

- Bei übermäßigen Auftreten des Schilfs (*Phragmites australis*); vor allem in Fällen, in denen die *Phragmites*-Herden durch Eutrophierungseinflüsse vitalisiert sind und zum Aufbau dichtschießender Bestände neigen, verspricht sommerliches Mähen¹⁾ am sichersten Bekämpfungserfolge. Dies ist z.B. häufig im Überflutungsbereich eutropher Bäche, Flüsse und Seen der Fall. Dort kann es bei regelmäßig spät erfolgender Mahd zu einer Verdrängung der typischen Streuwiesenmatrix kommen, die vom Pfeifengras, vom Kopfried und von verschiedenen Kleinseggen gebildet wird. An deren Stelle treten zunehmend mehr oder weniger dicht schließende, die Bodenoberfläche stark beschattende Schilfbestände, die eine floristische Verarmung der betroffenen Flächen verursachen; dieser Verschilfungstendenz kann durch *hochsommerliche Mahd im August im Unterschied zur herbstlichen Mahd* aussichtsreich entgegengewirkt werden (vgl. Abb. 7).
- Bei Befall eines Streuwiesen-Gebietes mit den neophytischen Goldruten (v.a. *Solidago gigantea*, gelegentlich auch *S. canadensis*); in einem Streuwiesen-Gebiet ist eine erfolgreiche Bekämpfung der Goldruten nur mit regelmäßig erfolgender Sommermahd möglich.
- Bei Auftreten von Herden des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigeios*), insbesondere in Verbindung mit schleichender Eutrophierung ist eine gezielte Bekämpfung dieses Grases erforderlich, da es einen unerwünschten Bestandesumbau herbeiführen kann. *Calamagrostis epigeios* zeigt ähnliche Reaktionen auf Herbst- und Sommermahd wie die beiden Goldruten-Arten.
- im humiden Montanbereich kann es zu Massenausbreitungen des Weißen Germers (*Veratrum album*) kommen, der eine Streuwiese in hohem Maße entwertet; der Weiße Germer lässt sich nach vorliegenden Erfahrungen (B. HAAS/LRA GAP; 1998 und 2001, mdl.) am ehesten durch eingeschobene hochsommerliche Schnitte wieder auf ein erträgliches Maß dämpfen.
- für stark mit Arten des Verbandes Filipendulion wie Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Gilbweide-

1) In Fällen, wo besonders aggressive Schilffronten gestoppt und rasch empfindlich geschwächt werden sollen, kann auf den Problembereich begrenztes zweimaliges Mähen der Schilfherden im Frühsommer und im Spätsommer Erfolge bereits nach kurzer Zeit nach sich ziehen. Eine derartige Maßnahme ließe sich über das Programm „Landschaftspflege-Richtlinien“ organisieren.

rich (*Lysimachia vulgaris*), Wald-Engelwurz (*Angelica silvestris*) oder Arznei-Baldrian (*Valeriana officinalis* agg.) verhochstaudete Streuwiesen, in denen die Hochstauden wiederum zurückgedrängt werden sollen. Wird hingegen die Verhochstaudung einer Pfeifengraswiese mit Filipendulion-Arten nicht nur in Kauf genommen, sondern sogar an einer bestimmten Stelle ausdrücklich gewünscht, so muss selbstverständlich ein Management gewählt werden, dass dieser Verhochstaudungstendenz nicht entgegenwirkt (z. B. herbstliche Turnusmahd) (vgl. Abb. 8 u. 9).

In den vorstehend genannten Fällen sollte die sommerliche Mahd nur solange angewandt werden, bis die Problemarten als unerwünschte Neophyten entweder vollständig verdrängt (gilt z. B. für *Solidago gigantea*) oder auf ein wenig störendes Maß zurückgedrängt sind (Bsp.: *Phragmites australis*, *Veratrum album*, *Filipendula ulmaria*).

B) Regelmäßige Mahd im Herbst

Zur Bestandserhaltung der Pfeifengraswiesen ist der alljährliche Herbstschnitt in der Regel ein geeignetes Pflegeverfahren. Das Programmangebot des „Erschwernisausgleichs“ sieht zur Pflege der Pfeifengras-Streuwiesen üblicherweise die regelmäßig jedes Jahr ab dem 1. September erfolgende Streumahd vor.

Die typischen, mit der Herbstmahd verbundenen und aus naturschutzfachlicher Sicht auch erwünschten Ausprägungen treten in Pfeifengraswiesen allerdings erst zutage, wenn frühestens in der dritten Septemberdekade, besser erst ab Anfang Oktober gemäht wird!

Regelmäßig alljährlich ausgeübt, bietet sich die Herbstmahd in basenreichen Pfeifengraswiesen vor allem unter folgenden Voraussetzungen und Zielsetzungen als Mahdmanagement-Alternative der Wahl an:

- Pfeifengras-Streuwiesen an Standorten, die einer alluvialen oder kolluvialen Sedimentation ausgesetzt sind, besitzen ein hohes endogenes Sukzessionspotential mit Neigung zur Verhochstaudung, örtlich auch zur Bildung einer Schilf-Fazies. Bei Pfeifengraswiesen an alluvial oder kolluvial geprägten Standorten handelt es sich zudem um vergleichsweise produktive Streuwiesen-Bestände mit erheblicher Streufilzbildung in Brachejahren. *Um bei solchen standörtlichen Konstellationen große Wuchshöhen und große Wuchsdichten der matrixbildenden Gräser (insbesondere Pfeifengras), ein daraus resultierendes geringes Lückenangebot für konkurrenzschwache Niedergräser und niedrigwüchsige Kräuter sowie Verhochstaudungs- und Verschilfungstendenzen zu vermeiden, ist regelmäßiges alljährliches Mähen ganz grundsätzlich erforderlich.*
- Die regelmäßige Herbstmahd sollte für Flächen Anwendung finden, in denen eine niedrigwüchsige und lockerrasige Wuchsstruktur erzeugt wer-

den soll, um konkurrenzschwache lückenbesiedelnde Pflanzenarten zu fördern. Dieses Ziel lässt sich in erster Linie durch eine Verminderung der Wuchsleistung des matrixbildenden Pfeifengrases herbeiführen. Infolge der stärkeren Entzugswirkung bewirkt regelmäßige Mahd verglichen mit der Turnusmahd sowohl reduzierte Wuchsdichten als auch verringerte Wuchshöhen bei *Molinia caerulea*. Die verringerte Wuchsleistung des Pfeifengrases bringt es mit sich, dass sich für die Mehrzahl der in Pfeifengraswiesen vorkommenden Pflanzenarten infolge eines verbesserten Platzangebotes günstigere Lebensmöglichkeiten bieten. Bei regelmäßiger Mahd unterbleibt zudem die Streufilzbildung.

In besonderer Weise trifft dies für die charakteristischen Begleitarten der vergleichsweise nassen, kleinseggen- und kopfbinsenreichen Pfeifengraswiesen zu, die bei regelmäßiger Mahd wesentlich besser zur Entfaltung kommen. Dies gilt für Rosettenpflanzen wie *Parnassia palustris*, *Primula farinosa*, *Gentiana clusii* oder *Pinguicula vulgaris*, ebenso für Knollengeophyten wie die auf den Untersuchungsflächen beobachteten Orchideenarten *Dactylorhiza traunsteineri* und *Epipactis palustris* sowie nach deduktiven Beobachtungen zudem für die seltene Einknolle (*Herminium monorchis*).

In besonderer Weise angebracht ist regelmäßiges und tendenziell auch zeitiges Mähen (früher September!) in standörtlichen Übergangszonen der Pfeifengraswiesen hin zu magerrasenartigen Beständen. Regelmäßiges Mähen begünstigt in zu Magerrasen überleitenden Ausprägungen der Pfeifengraswiesen das Magerrasen-Element. Typisch für derartige Übergangszonen von basenreichen Pfeifengraswiesen zu Kalkmagerrasen sind verschiedene Orchideenarten wie das Kleine Knabenkraut (*Orchis morio*), das Brand-Knabenkraut (*Orchis ustulata*) oder die Fliegen-Ragwurz (*Ophrys insectifera*). Derartige Streuwiesen-Magerrasen-Ökotope treten vor allem an Moränenhängen wie etwa an Drumlinflanken auf.

- Für die Bevorzugung der regelmäßigen Mahd gegenüber der Turnusmahd in Pfeifengraswiesen, die mit Rosettenpflanzen und Knollengeophyten der Kleinseggenrieder bzw. der Magerrasen durchsetzt sind, gibt es neben der Reduktion der Wuchsdichte und Wuchshöhe des Matrixbildners *Molinia caerulea* noch weitere Gründe. Die am Matrixaufbau mitbeteiligten Kleinseggen und Kopfbinsen weisen sich bei Mahdfrequenzen im 2-3 jährigen Turnus ebenfalls durch eine deutlich erhöhte Produktivität aus, so dass den lückenbesiedelnden Rosettenpflanzen nur wenig Freiräume verbleiben. Zudem bilden sich nach dem Brachejahr bereits deutlich hemmend wirkende Streufilzdecken. In den Versuchsflächen der Phase II zu „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“ wiesen die Turnusmahdflächen immerhin im Mittel eine Streu-

filzbedeckung von gut 50% auf, während in regelmäßig gemähten Flächen die Streufilzreste im Mittel lediglich eine Fläche von 8% bedeckten (siehe QUINGER 2001, Abschn. 3.2).

- Auch an Streuwiesen-Standorten, die im Herbst bei nasser Witterung zur Staunässe neigen, kann die Mahd prinzipiell alljährlich vereinbart werden, sollte jedoch in Jahren mit nasser Witterung ausgesetzt werden, wenn der Mahdschnitt nicht ohne Erzeugung von Pflegeschäden durchführbar ist. Hierbei kann es sich durchaus ergeben, dass im Verlauf von 5 Jahren nur im Durchschnitt 2-3 Mahdschnitte stattfinden.

Bei der Anwendung regelmäßiger Herbstmahd in Pfeifengras-Streuwiesen-Gebieten müssen folgende Sachverhalte im Auge behalten werden:

- Für regelmäßig im Herbst gemähte Pfeifengras-streuwiesen-Gebiete ist ein Anteil von ca. 20% als temporäre Brache anzustreben und daher vom Mahdschnitt auszunehmen. Dies kann in Form von Brachstreifen, Brach-Ecken geschehen, die auf den gemähten Flurstücken von der Mahd ausgespart bleiben. Von dem Programmangebot des EA, 20% der Fläche nicht zu mähen, sollte künftig in der Regel Gebrauch gemacht werden, sofern dies organisatorisch möglich ist²). Durch Einrichtung temporärer Brachen in dem genannten Prozentanteil wird ein Mindestangebot an Überwinterungshabitaten für Kleintierarten auch auf den eigentlichen Pflegeflächen bei regelmäßiger Herbstmahd angeboten.
- Falls temporäre Brache auf einem bestimmten Flurstück nicht organisierbar ist, muss aus naturschutzfachlicher Sicht gewährleistet bleiben, dass von mehreren zusammenhängigen Flurstücken eines ausschließlich aus Streuwiesen bestehenden Flurbezirkes oder eines Streuwiesen-Lebensraumes nicht alle im selben Jahr gemäht werden. Auf einem Anteil von ca. 20% eines solchen aus Streuwiesen gebildeten Flurbezirkes sollte in jedem Jahr die Mahd ausgesetzt bleiben. Aus fachlicher Sicht einen Ausnahmefall von dieser Empfehlung bilden Streuwiesen-Lebensräume, in denen Vogelarten wie der Große Brachvogel brüten, die auf Sichthindernisse empfindlich reagieren und deshalb großflächiges Ausmähen benötigen.
- Um zu gewährleisten, dass sommermahd-empfindliche Pflanzenarten durch den Schnitt nicht beeinträchtigt werden, sollte die Mahd zumindest für einen erheblichen Teil der Pfeifengraswiesen erst ab dem 1. Oktober angesetzt werden. Etwa ab diesem Zeitpunkt haben sämtliche Streuwiesen-

pflanzenarten ihren Entwicklungszyklus weitgehend abgeschlossen; selbst die Spätblüher wie die späten Enziane (*Gentiana asclepiadea* und *G. pneumonanthe*), der Blaue Sumpfstern (*Swertia perennis*) befinden sich im Zustand der Fruchtreife, so dass nach dem Mahdschnitt und dem Trocknen des Schnittgutes zumindest ein Teil der Samen ausfallen und eine generative Fortpflanzung ermöglichen kann. Zugleich ist Anfang Oktober der Rückverlagerungsprozess der Nährelemente NPK bei der Matrixart *Molinia caerulea* weit fortgeschritten. Die bereits erfolgte Vergilbung der meisten Hochschartpflanzen zu diesem Zeitpunkt deutet darauf hin, dass bei ihnen ebenfalls die Rückverlagerung weitgehend vollzogen ist; ein Mahdschnitt zu diesem Zeitpunkt verursacht keine für die Streuwiesenpflanzen problematischen Stoffverluste mehr. Die Standardpflege für regelmäßig jedes Jahr im Herbst gemähte Pfeifengras-Streuwiesen mit naturschutzbedeutsamen *Molinion-Hochstauden* sollte mithin deshalb als ersten Mahdtermin zumindest den 15. September vorsehen; für Streuwiesenbestände, in denen in besonders hervorgehobener Weise spätblühende Hochschart-Stauden die positiven Zielarten bilden, gewährleistet erst ein Herbstschnitt ab dem 1. Oktober eine Förderung dieser Arten.

Ein Schnittzeitpunkt Anfang September, wie ihn Vertragsabschlüsse nach dem Programm „Erstschwerenausgleich“ derzeit gewöhnlich vorsehen, erfolgt zu einem Zeitpunkt, an dem der Rückverlagerungsprozess bei *Molinia caerulea* erst eingesetzt hat und bei den meisten Spätblühern die Vergilbung oder Verbraunung sowie die Fruchtreife noch nicht stattgefunden haben. Für die Pflanzenarten mit einem späten Abschluss des Jahreszyklus stellt eine Mahd Anfang September einen kritisch oder sogar unverträglich frühen Mahdzeitpunkt dar, um das Erreichen positiver Stoffbilanzen zu gewährleisten. Positive Stoffbilanzen bilden jedoch bei diesen Pflanzenarten die Voraussetzung dafür, keine empfindlichen Vitalitätseinbußen zu erleiden.

Für weiträumige und standörtlich differenzierte Streuwiesenareale bietet es sich daher an, im September mit der Mahd der nassen, insbesondere schilfreichen großseggenreichen Streuwiesen zu beginnen, anschließend die kleinseggen- und kopfbinsenreichen Streuwiesen zu mähen, in denen frühzeitig im Jahr blühende Rosettenpflanzen physiognomisch prägend auftreten. Die Kleinseggen und die Kopfbinsen sowie die frühblühenden Rosettenpflanzen vertragen relativ zeitig angesetzte Schnitte besser als die typischen Hochschartpflanzen des Molinion. Pfeifen-

2 In Landkreisen mit sehr hohem Streuwiesen-Aufkommen wie in den Lkr. GAP und WM lässt sich die Einrichtung von Brach-Streifen und Brach-Ecken in bestimmten Flurstücken als verbindliche Auflage aus arbeitsökonomischen Gründen nicht oder nur unter Schwierigkeiten überprüfen und durchführen. Dem Problem, Mindestanteile von Brachen zu erhalten, lässt sich nur beikommen, wenn für eine Auswahl von Flurstücken in einem 5jährigen Vertragszeitraum nur 2-3malige Mahd vereinbart wird (B. HAAS 2001, mdl.).

gras-Streuwiesen, in denen spät blühende Hochsachtpflanzen (wertbestimmend z. B. *Swertia perennis*, *Laserpitium prutenicum*, *Thalictrum simplex subsp. galioides*, *Allium suaveolens*, *Allium angulosum*, regional auch *Gentiana asclepiadea*) besonders hervortreten, sollten den Abschluss einer derartigen Reihenfolge bilden und erst im Oktober gemäht werden und gegebenenfalls auch einmal brachliegen bleiben.

C) Herbstliches Mähen in 2-jähriger Turnus-Rotationsmahd (Mahd 2-3mal im fünfjährigen Vertragszeitraum des EA)

Den Ansprüchen mehrerer charakteristischer, sich spät entwickelnder Molinon-Hochsachtpflanzen sowie zahlloser Kleintierarten der Streuwiesen-Lebensräume lässt sich besser oder sogar nur Rechnung tragen, wenn das Management „alljährliche herbstliche Mahd“ durch „herbstliche Turnusmahd“ ergänzt wird und beide Verfahren räumlich miteinander kombiniert und gestaffelt werden. Durch beiderlei Anwendung von „regelmäßiger alljährlicher Herbstmahd“ und „Herbstmahd im Turnus“ im selben Streuwiesen-Lebensraum lassen sich im standörtlichen Kernbereich der praealpinen Pfeifengras-Streuwiesen durch unterschiedliche Mahdhäufigkeit verursachte verschiedene Strukturausbildungen der Streuwiesen erzeugen. Regelmäßiges Mähen führt zur Heranbildung niedrigwüchsiger lockerer Bestände, Turnusmahd hingegen erzeugt höherwüchsige dichte Wuchsausbildungen mit einsetzender Streufilzdeckenbildung.

Da eine Streifenmahd, die ca. 20% der Fläche eines Flurstücks von der Mahd ausnimmt, vielfach nicht organisierbar ist, muss für Mindestanteile (d. h. also für mehrere Flurstücke) eines Streuwiesen-Gebietes eine Vereinbarung getroffen werden, die gewährleistet, dass Teile des Streuwiesengebietes in jedem Jahr ungemäht bleiben. *In Flurbezirken mit relativ trockenen Streuwiesen, die erfahrungsgemäß auch bei nasser Witterung gemäht werden können, kann das Wechseln von Mähen und Einschleiben eines Brachejahres fest vereinbart werden. In nassen Streuwiesengebietes ist es ratsamer zu vereinbaren, die Mahd im Verlaufe eines fünfjährigen Vertragszeitraumes nach dem EA nur 2-3x durchzuführen, um diese Anzahl an Schnitten auch tatsächlich vorzunehmen. Bei starrer Regelung kann es in nassen Streuwiesen-Flurstücken geschehen, dass in einem trockenen und zur Mahd geeigneten Jahr nicht gemäht werden darf, und in einem für die Mahd zwar vorgesehenen, aber zu nassen Jahr die Mahd nicht durchgeführt werden kann. Umgekehrt besteht bei flexibler Regelung die Gefahr, in einem trockenen Jahr unerwünscht sämtliche Flurstücke zu mähen. Letztlich sollte die Organisation der Vertragsabschlüsse mithin so vorgenommen werden, dass im Normalfall jedes Jahr ca. 20% der basenreichen Pfeifengraswiesen von der Mahd ausgenommen bleiben.*

Die Festlegung des Anteils und des Verteilungsmusters derjenigen Flächen in einem Streuwiesen-Lebensraum, die nicht in jedem Jahr gemäht werden sollen, hängt von dem jeweils betrachteten Gebiet und den dort festgelegten spezifischen Zielsetzungen ab. *Grundsätzlich kann als Regel gelten, dass räumlich kleine Streuwiesen-Gebiete höhere Anteile an temporären Brachen benötigen als weiträumig-große Streuwiesen-Gebiete, in denen oft automatisch größere Brachbezirke eingestreut sind.*

Als Faustregel sollte jedoch gelten, dass der Gesamtanteil von temporären Brachen und längerfristigen Brachen in einem Streuwiesen-Lebensraum nicht unter 25-30% abfallen, aber im Normalfall auch keinen wesentlich höheren Prozentsatz auf sich vereinigen sollte; die Obergrenze des Gesamt-Anteils von temporären und längerfristigen Brachen sollte in einem Streuwiesen-Lebensraum einen Prozentwert von etwa 35-40% (Faustrichtwert) nicht übersteigen. Lediglich in sehr kleinen Streuwiesen-Restgebieten (vgl. Abschn. 7) können bei vorrangig faunistischen Zielsetzungen höhere Bracheanteile (um ca. 50%) vonnöten sein, um das notwendige Mindestangebot an Brachestrukturen bereitzuhalten. Die Verteilung der Flächen mit temporären und längerfristigen Brachen sollte im Regelfall weder gleichmäßig homogen sein noch sich ausschließlich in einem Gebiets-teil konzentrieren. Erwünscht ist das heterogene Einstreuen von Brachen im Gebiet, so dass sich möglichst unterschiedliche Brache-Verdichtungs-zonen ergeben.

D) Herbstliches Mähen im ca. 5jährigen Turnus (einmal im fünfjährigen Vertragszeitraum des EA)

Die Vornahme einer seltenen Mahd in Zeitabständen von etwa fünf Jahren ist dort angebracht, wo der Strukturzustand junger Brachen geschaffen werden soll, ohne den Fortgang der Sukzession in andersartige Vegetationstypen zuzulassen, die mit einem mehr oder weniger vollständigen Abbau der Matrix der ursprünglich hier vorhandenen Streuwiese verbunden sind. In Pfeifengras-Streuwiesen-Brachen ist nach etwa 10 bis spätestens 25 Jahre Brache mit einem Wandel der Matrix und somit der Erzeugung andersartiger Vegetationstypen zu rechnen.

Mit seltener Mahd lassen sich zumindest streuwiesen-ähnliche Vegetationsbestände mutmaßlich über lange Zeiträume erhalten, in denen allerdings wertbestimmende niedrigwüchsige Pflanzenarten der Kleinseggenrieder und Kopfbinsenrieder des nassen Flügels der Pfeifengraswiesen und niedrigwüchsige Magerrasen-Arten des trockenen Flügels der Pfeifengraswiesen fast vollständig ausfallen. Relativ bracheresistente Hochsachtpflanzen des Molinion wie der Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*) können sich bei seltener Mahd jedoch wahrscheinlich dauerhaft halten.

Die Anlage von selten gemähten Temporärbrachen steht vor allem in den Randbereichen von Pfeifengraswiesen-Arealen zu Wäldern zur Diskussion, in denen durch die temporäre Brache ökoton-artige breitsaumartige Übergangsbestände von den Waldflächen in die offenen Streuwiesengebiete erzeugt werden sollen, zugleich aber auch langfristig gewährleistet bleiben soll, dass sich die Waldgrenze nicht nach vorne in den offenen Pfeifengrasstreuwiesen-Bezirk hinein verschiebt.

E) Langfristige Brache bzw. dauerhafter Mahdverzicht

Langfristige Brache bzw. das Ausnehmen einiger Teilzonen von jeder Mahd-Tätigkeit stellt nur in wenigen Fällen die vorzuziehende Handlungsalternative dar. Sofern in physiognomischer Hinsicht streuwiesenähnliche Vegetationsbestände als Zielbestand vorgesehen sind, können lediglich schwach produktive Übergangsbereiche der Pfeifengrasstreuwiesen-Streuwiesen zu Übergangs- und Hochmoorbildungen dauerhaft von der Mahd ausgenommen werden, wenn diese bereits mehr oder weniger geschlossene Torfmoosteppiche aufweisen.

Die Wiederaufnahme der Mahd derartiger vertorfmoosender ehemaliger Streuwiesen erbringt erfahrungsgemäß keine Gewinne für die Strukturvielfalt und den Artenschutz. Häufiger als im Kontakt zu basenreichen Pfeifengraswiesen treten vertorfmoosende Streuwiesenbrachen in Streuwiesen-Gebieten mit sauren Pfeifengraswiesen und Haarbinsenriedern auf (s. Abschn. 4). Einem nach Jahren auftretenden, ungewünschten Gehölzaufwuchs kann durch Schwendungsmaßnahmen entgegenwirkt werden, eine Mahd der Fläche ist hierzu nicht unbedingt erforderlich.

Ansonsten führt langfristige Nutzungsaufgabe einer Pfeifengraswiese auf lange Sicht zu einer mehr oder weniger rasch erfolgenden Bewaldung, da die Pfeifengraswiesen aufgrund der guten Durchlüftung des Oberbodens waldfähige Standorte darstellen.

4. Schwach produktive saure Pfeifengraswiesen und saure Haarbinsenrieder

4.1 Zielsetzungen

Zu den auf allenfalls mäßig mineralstoffreichen, kalkarmen Niedermoor-Standorten sowie auf entkalkten Lehmen angesiedelten sauren Pfeifengraswiesen und Haarbinsenriedern, die im bayerischen Alpenvorland vor allem im Südwesten entlang der Alpenrandzone in sehr niederschlagsreichen Lagen (Jahresmittel um 1300 mm/Jahr und darüber) insbesondere in den Lkr. GAP, WM, TÖL und OAL, in geringerem Umfang auch in den Lkr. MB und OA verbreitet sind, liegen bisher im Rahmen des Projektes „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich“ keine vergleichenden Untersuchungen vor. Für die strukturelle Raumgestaltung gelten für Streuwiesen-Lebensräume, die durch saure Pfeifengraswiesen und durch saure Haarbinsenrieder geprägt sind, grundsätzlich dieselben Zielset-

zungen zur Strukturgestaltung wie für die basenreichen Pfeifengraswiesen.

Um diese Zielsetzungen umzusetzen, müssen insbesondere ertragsschwache Ausprägungen allerdings i.d.R. nicht alljährlich gemäht werden. Zudem sind die sauren Haarbinsenrieder und die sauren Pfeifengraswiesen häufig mit übergangsmoorartigen torfmoos-reichen Vegetationsbeständen verzahnt, für die sich i.d.R. keine Pflegenotwendigkeit ergibt.

Geländebeispiele: Vorfeld des hohen Trauchbergs (Lkr. WM), Streuwiesen im Raum Saulgrub-Bayer-soien (Lkr. GAP, WM).

4.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung

Dieser Streuwiesen-Typ wurde im Rahmen des Projektes „Streuwiesen-Effizienzkontrolle“ bisher nicht untersucht. Die nachstehend ausgesprochenen Empfehlungen beruhen daher auf vorliegenden Beobachtungen und Erfahrungen des Verfassers und einiger Mitarbeiter der Unteren Naturschutzbehörden GAP und WM. Von den verschiedenen zur Debatte stehenden Mahd-Alternativen kommen in Betracht:

A) Hochsommermahd

Die Ursachen, die ein hochsommerliches Mähen in basenreichen Pfeifengraswiesen notwendig machen können (siehe Abschn. 3.3, Punkt A), treten in sauren, nährstoffarmen Pfeifengraswiesen und Haarbinsenriedern normalerweise nicht, jedenfalls wesentlich seltener auf. Lediglich in zu basenreichen Pfeifengraswiesen überleitenden Beständen kann sich der Weiße Germer (*Veratrum album*) durch Massenausbreitung unangenehm bemerkbar machen, was die befristete Anwendung einer frühen Mahd nahe legt.

B) Regelmäßige Mahd im Herbst

Verglichen mit basenreichen Pfeifengras-Streuwiesen zeichnen sich die sauren wenig produktiven Pfeifengraswiesen und Haarbinsenrieder durch ein geringeres endogenes Sukzessionspotential aus. Zugleich spielen wertbestimmende Rosettenpflanzen in ihnen eine geringere Rolle als in den basenreichen Pfeifengraswiesen.

Als besonders wertgebende Rosettenpflanze basenarmer Pfeifengraswiesen kann auf entkalkten Lehmen die Arnika (*Arnica montana*) auftreten, die besonders standörtliche Übergangsbereiche der Streuwiesen zu Bodensauren Magerrasen bevorzugt. Die Arnika wird durch regelmäßige Mahd gefördert. Regelmäßiges alljährliches Mähen kann sich daher auf diesen zu den bodensauren Magerrasen überleitenden standörtlichen Randbereich der bodensauren Streuwiesen beschränken. Allerdings sollten Arnika-Bestände nicht vollständig ausgemäht werden (Beibehaltung von temporären Brachestreifen), da diese Komposite die Raupenfutterpflanze der seltenen Arnika-Miniermotte (*Digitivalva arnicella*) bildet.

C) Herbstliches Mähen in 2jähriger Turnus-Rotationsmahd (Mahd 2-3mal im Vertragszeitraum des EA)

Herbstliches Mähen im etwa 2jährigen Turnus (Mahd 2-3mal im Vertragszeitraum des EA) kann als übliche Standardpflege der wenig produktiven Pfeifengraswiesen und Haarbinsenrieder empfohlen werden. Häufigeres Mähen dieses Streuwiesen- und Standorttyps ist erfahrungsgemäß weder zur Erhaltung der charakteristischen Bestandesstruktur dieser Streuwiesen noch aus Gründen der Förderung bestimmter Pflanzenarten notwendig.

D) Herbstliches Mähen im ca. 5jährigen Turnus (einmal im Vertragszeitraum des EA)

Der Einsatzbereich für herbstliches Mähen in Zeitabständen von 5 Jahren entspricht im wesentlichen dem der basenreichen Pfeifengraswiesen.

E) Langfristige Brache bzw. dauerhafter Mahdverzicht

Langfristige Brache und Mahdverzicht ist für folgende offene Struktur-Typen angebracht, die erfahrungsgemäß häufig in engem räumlichen Kontakt mit sauren Pfeifengraswiesen und Haarbinsenriedern stehen und nicht selten überflüssigerweise in das Mahdgeschehen miteinbezogen werden:

- **Vertorfmoosende ehemalige Streuwiesen;** solange kein Aufwuchs von Gebüsch (v. a. Faulbaum und Ohr-Weide) zu beobachten ist, stellt sich in vertorfmoosenden Streuwiesen die Notwendigkeit der Mahd nicht, sofern dieser Struktur-Typ erhalten werden soll.
- **Schnabelbinsen-reiche (*Rhynchospora alba* und *R. fusca*) Übergangsmoor-Stillstandskomplexe³⁾ über verdichteten Torfen.** Die Flächen sind mit geeignetem Gerät (z. B. Mähraupe, leichte Traktoren mit sehr breiter Terra-Bereifung) bei trockener Witterung zwar befahr- und mähbar; die Mahd ist jedoch aus naturschutzfachlicher Sicht mit keinerlei Gewinn für diese Übergangsmoorflächen verbunden und nivelliert nicht selten die in solchen Übergangsmoorkomplexen vorkommenden Kleinstrukturen.
- Vom **ehemaligen Moorrandwald einst freigestellte Hochmoorrandgebiete im unmittelbaren räumlichen Kontakt zu sauren Streuwiesen.** Diese torfmoos-reichen Moorrandzonen sind ebenfalls in umfassender Weise von dem Mahdgeschehen auszunehmen. Sofern der Regeneration des Moorrandwaldes nicht der Vorzug gegeben wird, der sich an derartigen Standorten

gewöhnlich bei ungenekteter Entwicklung einstellt und stattdessen das Gelände offengehalten werden soll, zum Beispiel als *Colias palaeno*-Habitat, genügen gelegentliche Gehölzschwendungen als Management-Maßnahme.

5. Steifseggen-Streuwiesen und steifseggenreiche Streuwiesen alluvial und kolluvial beeinflusster Standorte

5.1 Zielsetzungen

An alluvial geprägten nassen Standorten entlang von Bachläufen oder in gelegentlich überstauten Seerieden können anstelle des Pfeifengrases, der Davallsegge oder der Kopfbinsen-Arten (*Schoenus spec.*) Großseggen als Hauptbestandesbildner auftreten. Im Alpenvorland handelt es sich zumeist um die Steifsegge (*Carex elata*)⁴⁾. An nassen, alluvial geprägten Standorten sind relativ nährstoffreiche Ausprägungen des Steifseggenrieds entwickelt, die als Begleiter einige typische eutraphente Magno-caricion-Arten wie das Helmkraut (*Scutellaria galericulata*), das Sumpflabkraut (*Galium palustre*) und den Sumpf-Haarstrang (*Peucedanum palustre*), i. d. R. auch das Schilf (*Phragmites australis*) enthalten. Als Gestaltungsziel für Strukturabfolgen in steifseggen-geprägten Seerieden gelten die im LKP-Band „Streuwiesen“ in Kap. 4.2.1.2.1 wiedergegebenen Ausführungen (s. dort insbes. Leitbild 3).

Als Strukturabfolge sollte vom Seeufer beginnend eine Zonation angestrebt werden, die mit reinen Schilfröhrichten beginnt, sich über schilffreie Steifseggen-Bestände fortsetzt und schließlich in wiesenartige Großseggen-Bestände mündet. Weiter landwärts können sich als naturschutzbedeutsame offene Ried- und Wiesen-Typen kleinseggen- und kopfbinsenreiche Streuwiesen (*Caricion davallianae*), Pfeifengraswiesen (Molinion) oder an natürlich nährstoffreichen Standorten auch Feuchtwiesen (Calthion) anschließen. Typische Strukturbestandteile solcher Steifseggen-Streuwiesen-Lebensräume sind zudem einzelne Grauweiden- und Schwarzweiden-Gebüsche, einzelne Baumgruppen aus Silber-Weiden, Schwarz-Erlen und auch Stiel-Eichen sowie vor allem im trockenen Flügel des Magnocaricion einzelne Mädesüß-Hochstaudenfluren (Filipendulion). Entlang von Flussläufen können anstelle reiner Schilfröhrichte flussbegleitende Röhrichte mit Beteiligung des Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*) treten.

3) Eine genaue Beschreibung dieses Übergangsmoor-Typs, beschrieben als „Schnabelbinsen-Sumpfbärlapp-Übergangsmoor“, ist bei QUINGER et al. (1995: 92) zu entnehmen.

4) In Flussauen und Seerieden auftretende Bestände der Schlank-Segge (*Carex gracilis*, Syn.: *C. acuta*) oder der Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) sind für ausgesprochen nährstoffreiche (also eutrophe) Stellen kennzeichnend, die sich bei regelmäßiger hochsommerlicher Mahd zu Feuchtwiesen (Calthion), bei regelmäßiger herbstlicher Mahd zu Mädesüß-reichen Feuchtwiesen oder gar zu Hochstaudenfluren (Filipendulion), jedenfalls nicht zu streuwiesen-artigen Vegetationsbeständen i.e.S. (*Caricion davallianae*, Molinion) entwickeln. Der pflegerische Umgang mit Feuchtwiesen-Gesellschaften i.e.S. (Calthion) und die Anwendung verschiedener Mahdzeitpunkte ist nicht Gegenstand dieses Empfehlungspapiers.

Im Rahmen der bisherigen Projektphasen der „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“ wurden Großseggen-Streuwiesen bisher nicht untersucht.

Geländebeispiele:

A) Seeriede: Ammersee-Süduferbereich, Grabenstätter Moos im Südosten des Chiemsees, Kochelsee-nahe Teile der Loisach-Kochelseemoore (vgl. Abb. 10)

B) Flussbegleitende nasse Riedflächen mit Großseggen-Streuwiesen: Loisach-begleitende Streuwiesen im Murnauer Moos und in den Loisach-Kochelseemooren, Alzbegleitende Streuwiesen unterhalb des Chiemsee-Ausflusses, Amperbegleitende Steifseggen-Streuwiesen des Ampermooses und weiter flussabwärts des Zellhofer Moores bei Fürstenfeldbruck.

5.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung

Dieser Streuwiesen-Typ wurde im Rahmen des Projektes „Streuwiesen-Effizienzkontrolle“ bisher nicht untersucht. Die nachstehend ausgesprochenen Empfehlungen beruhen daher auf Beobachtungen des Verfassers oder auf bei Mitarbeitern der Unteren Naturschutzbehörden (insbesondere der Lkr. GAP, LL und WM) vorliegenden Erfahrungen.

Steifseggen-Streuwiesen alluvial beeinflusster Standorte können sich durch ein sehr großes Sukzessionspotenzial auszeichnen. Da sie auf gut mit Mineral- und Nährstoffen versorgten Standorten angesiedelt sind, zeichnen sie sich in der Regel durch eine hohe Produktivität aus. Entsprechend den in Abschn. 5.1 formulierten Zielsetzungen zu Großseggen-Streuwiesen ergeben sich die nachstehend beschriebenen Mahd-Alternativen. Aus faunistischer Sicht sollte darauf geachtet werden, die Schnitthöhe nicht generell sehr niedrig anzusetzen, sondern in Teilbereichen den Schnitt bei etwa 10 cm Höhe zu belassen. Einige Tierarten der Großseggen-Streuwiesen werden bei einem höher angesetzten Schnitt begünstigt wie etwa die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). Vorteilhaft ist eine nicht zu tief angesetzte Schnitthöhe auch für die Bekassine (*Gallinago gallinago*), die eine genügende Deckung für die Nestanlage benötigt. Es empfiehlt sich wegen der auftretenden Schwierigkeiten bei der Durchführung und der Überprüfbarkeit allerdings nicht, bestimmte Schnitthöhen über den EA vertraglich verbindlich zu regeln.

A) Mahd im Hochsommer

Falls stark verschilfte Steifseggen-Bestände in einen Struktur-Typ überführt werden sollen, der eine nur mäßig dichte Wuchsstruktur aufweist und schilfarm ist, muss zur Senkung der Produktivität und der Schwächung des Schilfs bereits Ende Juli/Anfang August gemäht werden. Hinsichtlich der für Streuwiesen typischen Kleintierwelt sind verschilfte Großseggen-Streuwiesen nur von marginaler Bedeutung, so dass diese Tiergruppe von solchen Schnitten kaum

beeinträchtigt werden kann. Zeitige Schnitte sind insbesondere in Jahren nach Hochwassern, die mit starken Sedimentationseinträgen verbunden sind (Beispiel: Ammerwiesen im NSG Ammersee-Südufer nach dem Pfingsthochwasser 1999) angezeigt, da mit den Hochwassern verbundene Übersandungen und Überschlickungen die Ausbreitung des Schilfs und damit die Bildung von Pseudoröhrichten sehr begünstigen. Verhochstaudungen mit Goldruten oder mit Filipendulion-Hochstauden, die eine frühe Mahd ebenfalls nahe liegen würden, spielen in den meist recht nassen Steifseggen-Beständen keine prägende Rolle.

Grundsätzlich sind hochsommerliche und frühherbstliche (erste Septemberhälfte) Schnitte in Großseggen-Beständen weitaus weniger problematisch als in Pfeifengras-Streuwiesen, da in ihnen weitaus weniger Pflanzen und wohl auch weniger Kleintierarten vorkommen, die einen zeitigen Schnitt nicht vertragen.

Falls in einem Steifseggen-Streuwiesengebiet der Wachtelkönig (*Crex crex*) vorkommt, darf die Mahd jedoch keinesfalls vor dem 15. August stattfinden, da diese Vogelart Brut- und Jungenaufzucht erst sehr spät abschließt. Wird in einem Seebeckenried die hochsommerliche Mahd praktiziert, so sollte unbedingt darauf geachtet werden, dass insbesondere im Kontakt zum Schilfröhricht genügend schilffreie Steifseggen-Bestände von der Mahd ausgespart bleiben, da sich dort der Habitat des Schilfrohrsängers befindet.

B) Regelmäßige Mahd im Spätsommer und Herbst

Für Steifseggen-Streuwiesen, die ein streuwiesen-artiges Erscheinungsbild mit den für Steifseggen-Streuwiesen charakteristischen, besonders wertgebenden Pflanzenarten wie *Dactylorhiza ochroleuca*, *Lathyrus palustris*, *Orchis palustris* oder *Succisella inflexa* behalten sollen, empfiehlt sich die Mahd regelmäßig möglichst jedes Jahr vorzunehmen; in nassen Jahren kann die Mahd unterbrochen und ausgesetzt werden, wenn eine Befahrung der Wuchsorte nicht oder nur mit Einschränkung möglich ist. Als Schnittzeitpunkt ist der zeitige September, im Unterschied zu den Pfeifengraswiesen selbst die zweite Augusthälfte nicht mehr problematisch, um die Frucht reife der Pflanzen der Steifseggen-Streuwiesen zu ermöglichen. In Streuwiesengebieten, in denen beide Typen, also Pfeifengraswiesen und Steifseggen-Streuwiesen vertreten sind, wie dies in mehreren Seebeckenrieden des Alpenvorlandes der Fall ist, sollten daher *grundsätzlich zunächst die Großseggen-Streuwiesen und danach die Pfeifengraswiesen* gemäht werden. Lediglich Steifseggen-Streuwiesen der Chiemseerieder mit Vorkommen des spät blühenden Östlichen Teufelsabbisses (*Succisella inflexa*) oder Vorkommen des Wachtelkönigs sollten frühestens Mitte August, besser erst Anfang September gemäht werden.

C) Regelmäßiges herbstliches Mähen in größeren Zeitabständen (Mahd 1 - max. 3 mal im Vertragszeitraum des EA)

Die Reduktion der Mahdhäufigkeit auf mittlere Zeitabstände von mindestens 2-3 bis höchstens 4-5 Jahre ist sinnvoll in den Übergangsbereichen der Steifseggen-Streuwiesen zu den Röhrichten an den Seeufern. Durch den reduzierten Mahdschnitt können ökotonartige Übergangszonen erzeugt werden, in denen sich Steifseggenrieder mit einer lockeren Schilffazies ausbilden, die den bevorzugten Lebensraum einiger wertgebender Vogelarten wie des Schilfrohrsängers und der Tüpfelralle darstellen.

In ihrem typischen, streuwiesen-artigen Erscheinungsbild lassen sich Steifseggen-Streuwiesen an alluvial und kolluvial beeinflussten Standorten hingegen durch eine in größeren Zeitabständen vorgenommene Turnusmahd in vielen Fällen wohl nicht erhalten, da dort die Verschilfungstendenz zu stark ausgeprägt ist.

D) Brache

Bei langfristiger Brache gibt es in eutrophen Steifseggenriedern drei Entwicklungsmöglichkeiten; auf dem nassen Flügel wird die Entwicklung röhrichtartiger Bestände, in trockeneren Bereichen die Ausbreitung der Grauweiden-Erlen-Bruchgebüsche gefördert. Im ökologischen Optimum der Steif-Segge (*Carex elata*), der sich im standörtlichen Gradienten zwischen Röhricht- und Bruchwald-Standorten befindet, bilden nutzungsunabhängige, gegenüber den Steifseggen-Streuwiesen jedoch floristisch wesentlich ärmere Steifseggen-Bestände die potentielle natürliche Vegetation. Falls derartige Bestände an bestimmten Stellen in einem Seeriedgebiet das anzustrebende Entwicklungsziel bilden, kann auf Pflege- und Nutzung verzichtet werden.

6. Steifseggen-Streuwiesen und steifseggenreiche Streuwiesen in Verlandungszonen mit geringer Sedimentation (z. B. Toteiskessel)

6.1 Zielsetzungen

In echten autochthonen Verlandungsrieden, in denen bei der Standortgenese die alluviale Sedimentation nur eine geringe Rolle spielt und daher organogene Bodenbildungen im Vordergrund stehen, prägen gewöhnlich relativ nährstoffarme Steifseggen-Streuwiesen das Bild. Echte Verlandungsriede können sich beispielsweise in abflusslosen Toteiskesseln bilden. Da die Zuflussmengen in abflusslosen Kesseln meist gering sind, entstehen dort oft relativ nährstoffarme Steifseggenrieder mit einer für Steifseggenrieder vergleichsweise geringen Produktivität. Ihnen sind als Gräser und Grasartige das Rostrote Kopfried (*Schoenus ferrugineus*) und die Faden-Segge (*Carex lasiocarpa*), bisweilen auch das Schneidried (*Cladium*

mariscus), selten in schütterer Form das Schilf beigemischt. In weniger kalkreichen Ausbildungen treten als Begleiter solcher Steifseggen-Bestände das Schmalblättrige Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), die Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), das Sumpfbloodauge (*Potentilla palustris*) und der Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*) in den Vordergrund.

Mahd-Ausbildungen derartiger Steifseggenbestände kommen vielfach nur an den Kesselrändern in Betracht. Die Zentren der Toteiskessel werden außer von Restseeflächen (sofern noch vorhanden) von Schwingdeckenmooren oder von Schneidried-Beständen gebildet, die nutzungsunabhängig sind und für die kein Gestaltungsbedarf besteht.

Geländebeispiele: Hundsmoor (Lkr. MN), Attlesee (Lkr. OAL), Schwanenlacke im Obersöcheringer Moor (Lkr. WM), Umgebung mehrerer Osterseen (Lkr. WM), Wampenmoos im Kirchseegebiet (Lkr. TÖL), Umgebung einiger Seen der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte (Lkr. RO).

6.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung

Die auf Niedermoorböden angesiedelten Steifseggen-Bestände⁵⁾ vergleichsweise nährstoff- und mineralstoffarmer Verlandungszonen wie insbesondere in abflusslosen Toteiskesseln mit geringem Zufluss besitzen i.d.R. ein wesentlich geringeres endogenes Sukzessionspotential als die im vorigen Abschnitt besprochenen Steifseggen-Bestände alluvial beeinflusster Standorte.

Mahd bietet sich zumeist für Randzonen dieser Steifseggenrieder in solchen Kessellagen oder im weiteren Umfeld von größeren Quellaufstößen an. Es hängt von der konkreten Fallsituation ab, in welcher Häufigkeit die Mahd stattfinden sollte. Grundsätzlich kommt man mit geringeren Mahdfrequenzen aus als an den stark alluvial geprägten Großseggen-Standorten. Am günstigsten ist es, wenn periodisch günstige Witterungsverhältnisse für die Mahd ausgenutzt werden. Häufig sind die randlichen, für die Mahd in Frage kommenden Steifseggen-Bestände solcher Kessel von schmalen Bändern aus Kopfbinsen- und Pfeifengras-Beständen umgürtet, die bei solcher Gelegenheit mitgemäht werden sollten. Die Mahd solcher vielfach sehr schmal ausgebildeter Kopfbinsen- und Pfeifengrasgürtel eigens zu veranlassen, ist zumeist nicht lohnend.

Von der Mahd auszusparen sind folgende offene Vegetations-Typen, die im Kontakt mit gut mähbaren Steifseggen-Streuwiesen vergleichsweise nährstoffarmer Kessellagen recht häufig vorkommen: Sehr nasse Steifseggen-Fadenseggen-Schwingdeckenmoore (oft gar nicht mähbar), intakte Schneidried-Bestände, Übergangsmoorbildungen mit Braunmoos-Schlenken und Torfmoos-Bulten sowie Torfmoos-Schwing-

⁵⁾ Dieser Streuwiesen-Typ wurde im Rahmen des Projektes „Streuwiesen-Effizienzkontrolle“ bisher nicht untersucht. Die nachstehend ausgesprochenen Empfehlungen beruhen daher auf von dem Verfasser vorgenommenen Beobachtungen oder auf bei den Unteren Naturschutzbehörden (mehrere Lkr.) vorliegenden Erfahrungen.

deckenkomplexe sämtlicher Typ-Ausprägungen. Bei diesen Vegetations-Typen handelt es sich, sofern ihr Wasserhaushalt nicht gestört ist, um natürlich waldfreie, nicht nutzungsabhängige Vegetationsbestände.

7. Streuwiesen-Fragmente

7.1 Zielsetzungen

Ein häufiger Fall insbesondere im nördlichen Alpenvorland stellen Streuwiesen-Fragmente dar, die als Überreste ehemals größerer Streuwiesenflächen erhalten sind. Bei solchen langfristig nur schwer überlebensfähigen Streuwiesen-Resten sollten über die Vornahme der Bestandespflege die Möglichkeiten erkundet und genutzt werden, den Umgebungsbereich zu extensivieren und allmählich in Richtung artenreiches mageres Feuchtgrünland zu regenerieren. Neben wirksamer Abpufferung der verbliebenen Kleinflächen kann es auf Dauer unerlässlich sein, die Restfläche zu erweitern und die Verbundkonstellation mit benachbarten Streuwiesen-Lebensräumen wiederum zu verbessern.

In kleinen Streuwiesenresten lassen sich oft nur wenige der für Streuwiesen-Lebensräume üblichen Zielsetzungen mit Erfolg umsetzen. Für derartige Streuwiesenflächen selbst müssen von Fall zu Fall spezifische Zielsetzungen aufgestellt werden. In der Regel muss alljährlich ein größerer prozentualer Anteil brach gehalten werden, als dies in dies in großflächigen zusammenhängenden Streuwiesen-Lebensräumen der Fall ist, um das notwendige Mindestangebot an Bracheflächen für an Brachestrukturen gebundene Kleintierarten zu erhalten. Bilden jedoch bracheempfindliche Pflanzenarten besondere Zielarten, so muss umgekehrt eine ausreichend große Fläche regelmäßig gemäht werden.

7.2 Maßnahmen-Wahl und -Anwendung

Bei Streuwiesen-Fragmenten von wenigen Hektar Größe und sogar unter einem Hektar Flächengröße muss das Mahd-Management nach den vorgegebenen Notwendigkeiten sowie nach den spezifischen Zielsetzungen ausgewählt werden.

Sollen Eutrophierungseinflüsse beseitigt werden, so muss der betroffene Gebietsteil mehrere Jahre regelmäßig möglichst vor Mitte September gemäht werden, um Aushagerungswirkungen zu erzielen. Diese Maßnahme muss sinnvollerweise von wirksamen Abpufferungsmaßnahmen begleitet sein. Neben trophischer Pufferung kann es erforderlich sein, Schritte zur Erhaltung oder Sanierung des Wasserhaushaltes vor-

zunehmen, da andernfalls die langfristige Existenzsicherung des Restgebietes nicht gewährleistet ist.

Sind Aushagerungsschnitte nicht erforderlich, so kann entsprechend des zu verfolgenden Entwicklungszieles das Management festgelegt werden. Soll in der Wahl des Managements den Ansprüchen von Kleintierarten besonders entgegengekommen werden, die von Brachestrukturen abhängig sind, *so ist es notwendig, kurzfristig temporäre und mittelfristig dauerhafte Bracheanteile von ausreichender Menge, die in solchen Fällen oft erheblich über 20% Flächenanteil liegen können, zu erzeugen.*

8. Literatur

Die Quellen sind jeweils in dem Quellenverzeichnis zu den Berichten von QUINGER (2001) und BRÄU (2001) enthalten.

Fachliche Grundlagen des vorstehenden Vortragstexts bilden in erster Linie folgende Arbeiten:

BRÄU, M.; A. NUMMER, H. PRÖSE, H. COLLING & H. SCHWAIGER (2001):

Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich, tierökologischer Beitrag zur Optimierung.- Unveröffentlichtes Gutachten am Bayer. Landesamt f. Umweltschutz; 74 S.; Augsburg.

FISCHER, H. (2001):

Erfolgskontrollen zum Erschwernisausgleich in Niedermoorstreuweisen, Zusammenfassung der Ergebnisse der Untersuchungen in Streuwiesen 1997-2000.- In: QUINGER, B.: Erfolgskontrollen zum Erschwernisausgleich in Pfeifengras-Streuweisen, Phase V; Zusammenfassende Darstellung der Phasen I bis IV des Projektes „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich- Unveröffentlichtes Gutachten am Bayer. Landesamt f. Umweltschutz; 13 S., als Anhang bei QUINGER (2001); Augsburg.

QUINGER, B. (2001):

Erfolgskontrollen zum Erschwernisausgleich in Pfeifengras-Streuweisen, Phase V; Zusammenfassende Darstellung der Phasen I bis IV des Projektes „Erfolgskontrolle Erschwernisausgleich.- Unveröffentlichtes Gutachten am Bayer. Landesamt f. Umweltschutz; 76 S.; Augsburg.

QUINGER, B.; U. SCHWAB, A. RINGLER, M. BRÄU, R. STROHWASSER & J. WEBER (1995):

Lebensraumtyp Streuwiesen.- Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9.; Hrsg.: Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen und Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege, 356 S; München.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Burkhard Quinger
Kienbachstr. 7
82211 Herrsching
Tel. 08152/398759
Fax 08152/398760
e-mail: Burkhard_Quinger@t-online.de

Tierökologische Anforderungen an das Streuwiesen- Mahdmanagement

mit kritischen Anmerkungen zur Effizienz der derzeitigen Pflegepraxis

Markus BRÄU* und Andreas NUNNER

1. Einleitung und Problemstellung

Streuwiesen gehören zweifellos zu den für den zoologischen Artenschutz bedeutsamsten Lebensräumen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. In Anerkennung der Bedeutung dieser Lebensräume für die Tier- und Pflanzenwelt werden alleine in Bayern jährlich erhebliche Mittel der öffentlichen Hand sowie der Naturschutzverbände aufgewendet, um die historische Nutzungsform der Streuwiesenmahd weiterzuführen bzw. durch adäquates Pflegemanagement zu ersetzen.

Ausführliche Informationen zur Fauna der Streuwiesen, ihrer Reaktionen auf verschiedene Formen des Streuwiesen-Managements und Empfehlungen zur Förderung charakteristischer Artengemeinschaften und besonders bedrohter Arten enthält der Band „Streuwiesen“ des Landschaftspflegekonzeptes Bayern (QUINGER et al. 1995). Aufgrund des Mangels an praxisbezogenen Untersuchungen zu diesem The-

menkreis basieren seine Aussagen jedoch zwangsläufig vielfach auf eher intuitiver Expertenerfahrung und Rückschlüssen aus Habitatpräferenzen sowie der Entwicklungsbiologie von Tierarten.

Der Wissensstand hat sich seit der Erstellung des Landschaftspflegekonzeptes um zahlreiche Einzelbeiträge und Erkenntnisse erweitert.

Daher wurde im Auftrag des Bayerischen Landsamtes für Umweltschutz eine Studie erstellt (BRÄU et al. 2001) mit dem Ziel, im Rahmen der Effizienzkontrolle für das bayerische Programm zum finanziellen Erschwernisausgleich für Bewirtschaftungsauflagen aus Gründen des Naturschutzes und der Landschaftspflege (AllMBI. Nr. 2/2001) einen tierökologischen Beitrag zur Optimierung der Umsetzung und der Richtlinien-gestaltung zu erarbeiten.

In diesem Beitrag sollen die Ergebnisse vorgestellt und anhand einer weiteren in diesem Zusammenhang erfolgten speziellen Untersuchung zu den Auswir-



Foto 1

Der Abbiss-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*) ist eine auch europaweit bedrohte Art (FFH Anhang II) mit bayerischem Schwerpunktorkommen in den Mooren des Alpenvorlandes (Foto M. Schwibinger). Sie verdient beim Streuwiesen-Management daher besondere Beachtung.

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. Nov. 2002 in Rosenheim

kungen der Streuwiesenmahd auf Populationen des Abbiss-Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) vertieft und illustriert werden (BRÄU et al. 2002).

Es werden einige Empfehlungen zum Streuwiesen-Management aus tierökologischer Sicht gegeben, die auf dem derzeitigen Kenntnisstand basieren.

Abschließend wird die Frage angesprochen, inwieweit die tierökologischen Erfordernisse im Rahmen der derzeitigen Pflegepraxis bereits Berücksichtigung finden und in welchen Aspekten Optimierungsbedarf gesehen wird.

2. Auswirkungen verschiedener Nutzungs- bzw. Pflegealternativen auf die Fauna von Streuwiesenlebensräumen

Als Grundlage für die Herleitung von Empfehlungen wurden die Erkenntnisse zur Reaktion besonders relevanter und verschiedene Reaktionstypen abdeckender Artengruppen der Streuwiesenlebensräume zusammenfassend dargestellt. Dies erfolgte durch das Projektbearbeiter-Team, in dem Vögel (von H. SCHWAIGER), Tagfalter und Heuschrecken (von M. BRÄU und A. NUNNER), Kleinschmetterlinge (von H. PRÖSE) und Weichtiere (von M. COLLING) bearbeitet wurden. Zunächst wurden beispielhaft Erkenntnisse zur Reaktion ausgewählter, aufgrund ihrer bayern- bzw. bundesweiten Gefährdung besonders wertgebender bzw. schutzrelevanter Arten auf unterschiedliche Managementformen südbayerischer Streuwiesen (Mahd zu unterschiedlichen Terminen bzw. Beweidung) zusammengetragen und analysiert.

Als Quellen wurden einschlägige Standardwerke zu den ausgewählten Artengruppen, publizierte Einzelarbeiten sowie unpublizierte Fachgutachten (v.a. zur Erfolgskontrolle über Erschwernisausgleich, siehe Literaturverzeichnis) ausgewertet und die enthaltenen Aussagen mit dem Erfahrungswissen der Bearbeiter, sowie ausgewählter weiterer Tierökologen gespiegelt und ergänzt.

Da eine ausführliche Darstellung der umfangreichen Ergebnisse an dieser Stelle nicht möglich ist, wird auf das Originalgutachten verwiesen (BRÄU et al. 2001). Statt dessen soll am Beispiel einer „Gallionsfigur“ des Artenschutzes in Streuwiesen, nämlich des Abbiss-Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) näher veranschaulicht werden, wie lückenhaft die Wissensbasis bei vielen Arten noch immer ist.

2.1 Fallbeispiel: Auswirkungen der Streuwiesenmahd auf Populationen des Abbiss-Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) (vgl. Foto 1-6)

Der Abbiss-Scheckenfalter *Euphydryas aurinia* (Foto 1) zählt aufgrund seiner europaweiten Gefährdung zu den in den Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie aufgenommenen Arten, deren „günstiger Erhaltungszustand“ in den EU-Mitgliedsstaaten sicherzustellen ist. Da die Bestände in bayerischen Feuchtgebieten auch im europäischen Maßstab zu den Vorkommensschwerpunkten zählen, besteht eine beson-

dere Verantwortung zur angemessenen Berücksichtigung der Ansprüche dieser Art im Rahmen der Biotoppflege.

Da die Art nach bisherigen Beobachtungen im Jung-raupenstadium gesellig in Gespinsten überwintert (Foto 6) und diese bei der Mahd zerstört werden können, wurde allgemein befürchtet bzw. vermutet, dass die Mahd in Abhängigkeit von Bracheanteilen, Schnitthöhe etc. negative Folgen für Populationen von *Euphydryas aurinia* haben könnte. Abgesehen von Einzelbeobachtungen, lagen jedoch bislang nur Spekulationen und keine gesicherten Erkenntnisse zu diesem Themenkomplex vor.

Im Herbst 2002 wurde der Frage nachgegangen, welche direkten (Zerstörung von Überwinterungsgespinsten) oder indirekten (Veränderung der Habitatqualität) Wirkungen die Streuwiesenmahd auf Vorkommen des Abbiss-Scheckenfalters zeigt.

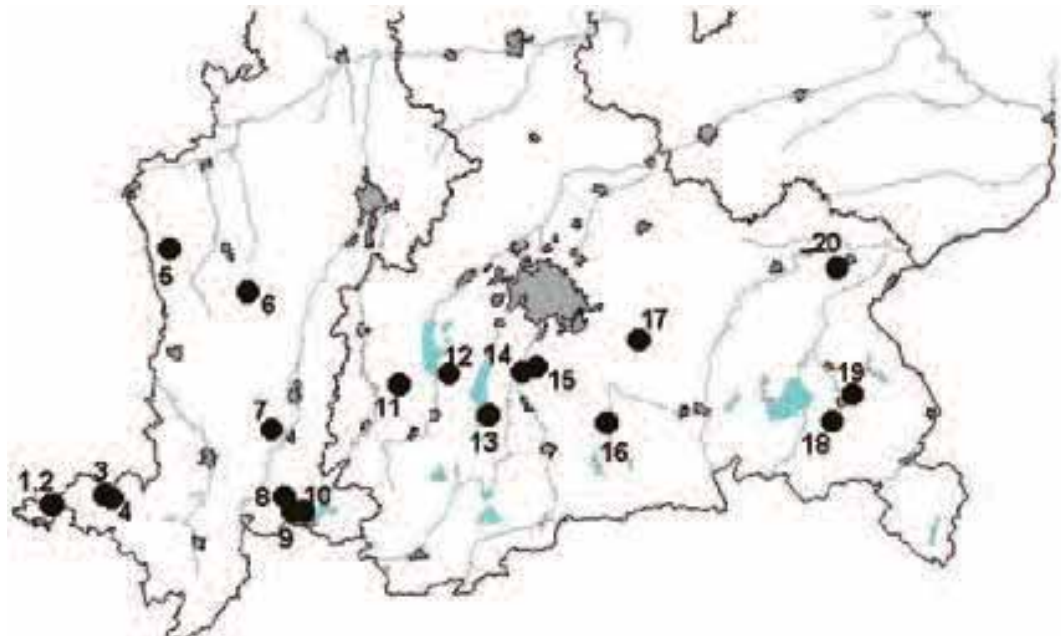
Daher wurde in 20 über das bayerische Alpenvorland verteilten Gebieten (ca. 244 ha Gesamtfläche) zunächst nach Raupengespinsten (Foto 4) gesucht, um die Nutzung verschiedener Vegetationstypen als Ei-ablage- und Raupenhabitat durch *Euphydryas aurinia*-Populationen auf breiter Datenbasis vergleichen zu können. Die Lage der Untersuchungsgebiete ist in Abb. 1 dargestellt. In Vergrößerungen digitaler Luftbilder (Maßstab 1 : 2000 bis 1 : 5000) wurden Wuchsbereiche der Wirtspflanzen abgegrenzt sowie gefundene Gespinste möglichst exakt eingetragen. Beispiele zeigen die Abbildungen 2 u. 3. Das Ergebnis ist in Tabelle 1 zusammengestellt.

Im Anschluss an die Streuwiesenmahd erfolgten Nachkontrollen auf ausgewählten Flächen unterschiedlicher Habitattypen, die Aussagen zum Ausmaß der Zerstörung von Überwinterungsgespinsten liefern (bezogen auf gemähte Teilflächen bzw. die gesamten als Reproduktionshabitat genutzten Flächen).

Die Resultate unserer flächendeckenden Gespinstsuche in potenziellen Habitatflächen zeigen, dass einerseits zwar ein gewisses Mindestangebot von Succisa-Pflanzen an Standorten mit lückiger Vegetationsstruktur zur Etablierung individuenreicher Populationen des Abbiss-Scheckenfalters erforderlich ist (Foto 2), andererseits das Angebot an Wirtspflanzen (Wuchsfäche und -dichte) und die Anzahl der Gespinste nicht in enger Relation zueinander stehen.

Als Extrembeispiel können die Gebiete „Andechs“ mit ca. 2,7 ha Succisa-Wuchsfäche bei 9,12 ha untersuchter Streuwiesen-Gesamtfläche und „Langmoos“ mit lediglich 0,16 ha Succisa-Wuchsfäche (1,52 ha Streuwiese) genannt werden: Trotz des großen Unterschiedes potenzieller Habitatflächen war die Anzahl festgestellter Gespinste mit 17 bzw. 22 Gespinsten vergleichbar!

Noch deutlicher wird am Beispiel des Rotmooses mit ca. 2,5 ha Succisa-Wuchsfäche und nur drei Gespinstfunden, dass die Abundanz von *Euphydryas*



- | | | |
|----------------------|---|---|
| 1 Wildberg | 8 Enzenstettner Quellmoor | 15 Moorwiesen am Deininger Weiher |
| 2 Heimholz | 9 Benzenmoos | 16 Streuwiesen im Steinbachtal (Taubenberg) |
| 3 Hammermoos | 10 Hopfensee südwest | 17 Gutterstädter Streuwiese |
| 4 Rentershofen | 11 Ertwiesfilz | 18 Rotmoos NE Bernhaupten |
| 5 Obenhauser Ried | 12 Drumlinlandschaft südlich Erling-Andechs | 19 Langmoos nordöstlich von Traunstein |
| 6 Pfaffenhauser Moos | 13 Hangquellmoor S Buchscharn | 20 Buchermoos |
| 7 Elbsee | 14 Pupplinger Au | |

Abbildung 1

Lage der Untersuchungsgebiete im bayerischen Alpenvorland

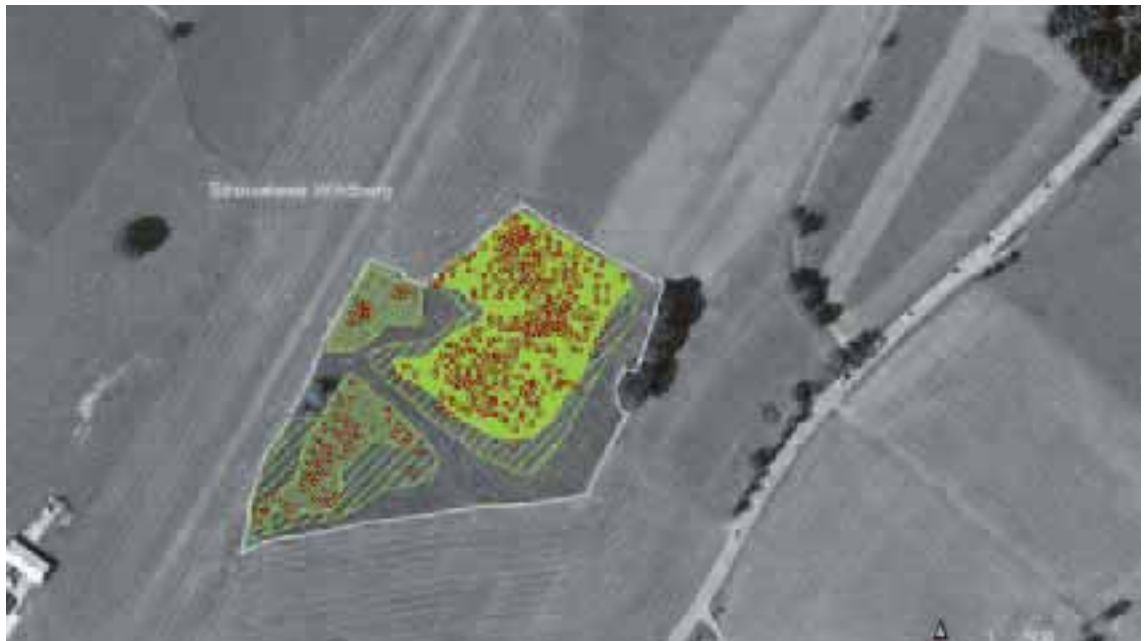
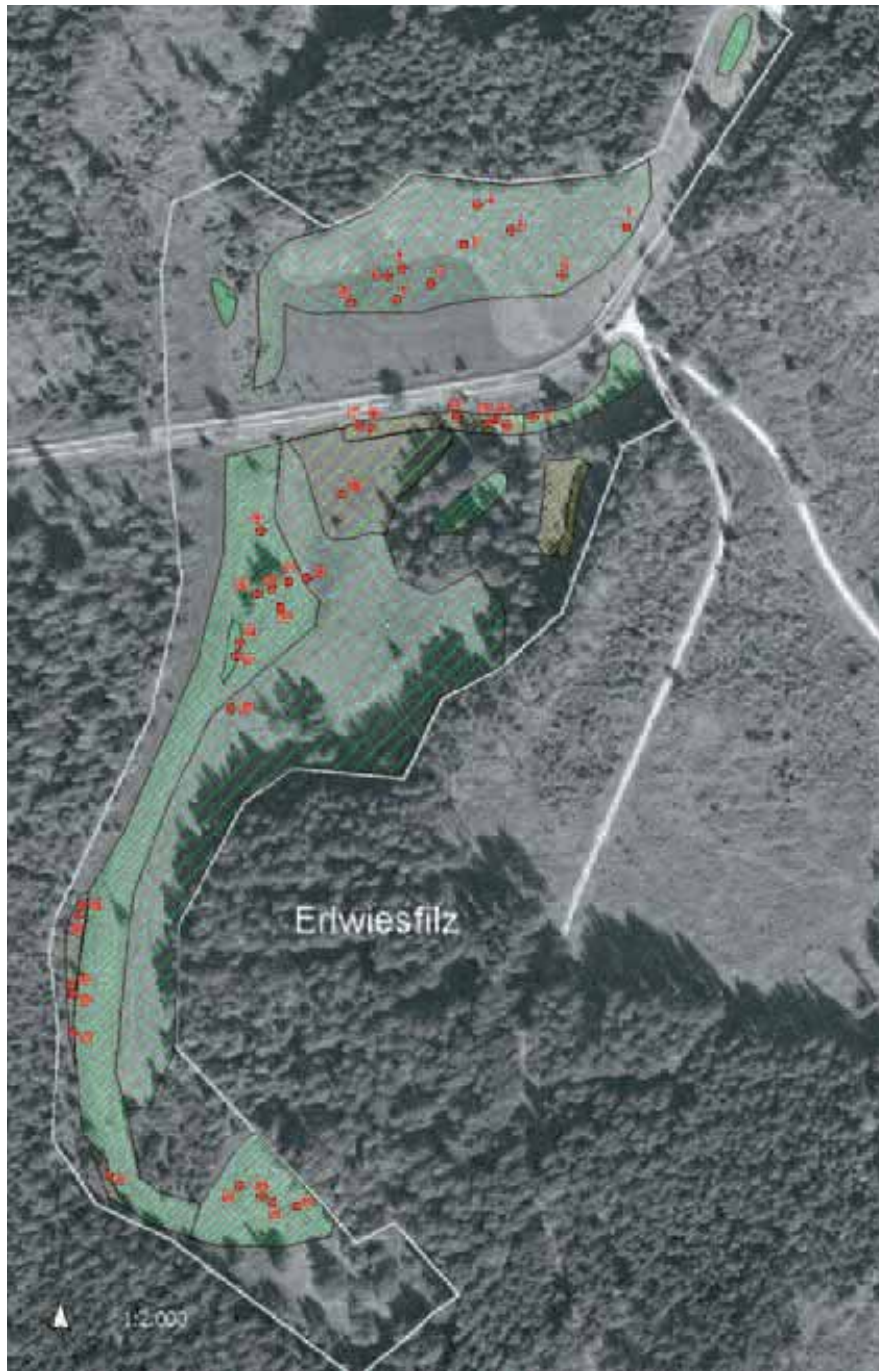


Abbildung 2

Die Streuwiese Wildberg ist ein vorentwässertes Quellmoor mit ca. 2,1 ha großen Streuwiese. Die Vegetationsstruktur der Pfeifengraswiese ist über weite Bereiche lockerrasig und mit einer Wuchshöhe von 10-30 cm relativ niederwüchsig. Die Fläche wird von Intensiv-Grünland und einer Baumhecke umgeben, vom nächstgelegenen Vorkommen ist sie außerdem durch ein Wäldchen getrennt. Trotz der geringen Größe wurden am 3.9.2002 auf der Streuwiese 364 Raupengespinste gezählt, davon 363 an *Succisa pratensis* und eines an *Gentiana asclepiadea*. Die Streuwiese Wildberg wird seit Jahren auf ganzer Fläche von einem mit Kreiselmähwerk bestücktem Traktor gemäht. Die Mahd erfolgt üblicherweise ab Anfang September, im Untersuchungsjahr sogar noch am dritten September. Die Schnitthöhe lag bei 3-5 cm. Zum Zeitpunkt der Mahd befanden sich die meisten Raupen der Fläche bereits im vierten Larvenstadium, von der Mahd wurden fast ausschließlich Überwinterungsgespinnste erfasst. Unmittelbar nach dem Schnitt wurden Bereiche mit zuvor sehr hohen Dichten von etwa 5 Gespinnsten pro 10m² überprüft. Dabei konnte kein einziges mehr gefunden werden.



Legende zu den Luftbildern (Abb. 2 u. 3)



Abbildung 3

Im Erlwiesfilz in der Moränenlandschaft zwischen dem Lech und Dießen a.A. lebt eine Population von *Euphydryas aurinia* auf Streuwiesen, die inselartig in ein größeres Waldgebiet eingebettet liegen.

Die Ende August 2002 aufgefundenen Gespinste waren weit überwiegend auf Anfang September gemähten Flächen lokalisiert. Bei der nachfolgenden Kontrolle waren hier mit Ausnahme zweier kleiner Sekundärgespinnste oberirdisch keine Raupen mehr aufzufinden. Lediglich 13 befanden sich in teils langjährigen Brachebereichen. Nach der Mahd waren an diesen Wirtspflanzen überwiegend Überwinterungsgespinnste leicht wiederzufinden; an einigen fehlte trotz erkennbarer Gespinnstreste von den Raupen jedoch auch hier jede Spur. Sie hatten sich in die Streuschicht zurückgezogen bzw. von der Pflanze entfernt.

Foto 2: Als **Habitat** nutzt *Euphydryas aurinia* u. a. Streuwiesen mit hohem Anteil von Kopfbinsen und ausreichend dichtem Vorkommen des Teufels-Abbiß (*Succisa pratensis*), der in Streuwiesen-Habitaten die wichtigste Wirtspflanze darstellt (Fraßgespinst an der Basis von *Schoenus ferrugineus*) (Foto 2-5: M. Bräu).

Foto 3: Die **Jungraupen** von *Euphydryas aurinia* sind im dritten Stadium Ende August noch braun gefärbt und fressen an den Wirtspflanzen.

Foto 4: Das Bild zeigt ein großes **Fraßgespinst** in einem seit vielen Jahren ungemähten Bereich. Dessen Vegetation ist jedoch trotz Brache noch ausreichend lückig, um zur Eiablage bereiten Weibchen im Frühjahr Zugang zu gewähren. An produktiven oder zur Verschilfung neigenden Standorten ist eine regelmäßige Mahdpflege zur Erhaltung der Habitateignung hingegen unabdingbar. Die Raupen haben Ende September bereits ein kompakteres Überwinterungsgespinst an der Basis der Pflanze angelegt.

Foto 5: Standort der auf Bild 4 gezeigten Pflanze im **Brachesaum**. Von den Fraßgespinnsten fehlte im Anfang September gemähten Bereich überwiegend jede Spur. Die ursprünglichen Gespinnste werden weit überwiegend bei der Mahd zerrissen. Vereinzelt Funde sekundärer Gespinnste auf gemähten und die Existenz von Populationen in isolierten Gebieten mit vollständiger Mahd aller Habitatbereiche sind allerdings Indizien dafür, dass zumindest ein Teil der Raupen überlebt. Die Mahd hat in Abhängigkeit von der Produktivität des Vegetationsbestandes jedoch entscheidenden Einfluss auf die Habitatqualität.

Foto 6: Die **dunklen Raupen** des 4. Larvenstadiums haben die Nahrungsaufnahme bereits eingestellt und verlassen nur noch gelegentlich ihr zwischen Blättern geschütztes **Überwinterungsgespinst** um Herbstsonne zu tanken (Foto: A. Nunner).



2

2

3

5

4

6

aurinia offensichtlich von anderen Faktoren in weit höherem Maße beeinflusst wird.

Bezüglich des Flächenanspruchs isolierter Populationen zeigt sich etwa am Beispiel der sehr wahrscheinlich seit Jahrzehnten vom Populationsverbund weitgehend abgeschnittenen Vorkommen im Bucher Moor und auf der Gutterstätter Streuwiese, dass weniger als ein Hektar potenzieller Habitatfläche (0,37 bzw. ca. 0,99 ha) als Populationsareal zumindest mittelfristig ausreichen können. Bei einem Erlöschen solcher Vorkommen erscheint eine Wiederbesiedlung allerdings wenig aussichtsreich.

In unseren Untersuchungsgebieten war der Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) mit 1619 Raupennestern die bevorzugte Wirtspflanze. Auch bei gleichzeitigem Vorhandensein von Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*) konnte diese bereits durch ANTHES (2002) als weitere Eiablage- und Raupenfutterpflanze im Freiland belegte Pflanze nur in unseren Allgäuer Untersuchungsgebieten als Wirtspflanze bestätigt werden (15 Gespinste), wobei z. T. aber benachbarte *Succisa pratensis*-Exemplare als ursprüngliche Fraßpflanze und vermutliche Eiabla-

gepflanze identifiziert werden konnten. An der Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) wurde ein Gespinst festgestellt.

Auf über 51 ha abgesuchter Wuchsfläche der Wirtspflanzen wurden insgesamt 1635 Raupengespinste festgestellt. Die Gespinste verteilten sich in den einzelnen Untersuchungsgebieten folgendermaßen auf verschiedene Vegetationstypen (siehe Tab. 2 bzw. Abb. 4):

Matrixbildner war im 0,5 m Umkreis des Gespinstes in den weitaus meisten Fällen das Pfeifengras (PF). In einigem Abstand folgen Kleinseggen-Bestände (KS) und an Borstgras (BG) reiche Bestände, die besonders für die große Population im Hammermoos eine Rolle als Habitat spielen.

Kopfbinsenrieder (KB) und stark mit Arten des CALTHION angereicherten Streuwiesenbereiche (FW, „Feucht-Streuwiesen“) wiesen ebenfalls zahlreiche Gespinste auf. In meist ungemähten Beständen des Schnabelseggen- oder seltener auch des Fadenseggenrieds (GS, Großseggen) und in Übergangsmoorebenen, die wohl neben Auen als wichtige Primärhabitats anzusehen sind, wurden ebenfalls überraschend zahlreiche Gespinste festgestellt.

Tabelle 1

Charakteristika der Untersuchungsgebiete

Lkr.	Gebiet	Unters. fläche (ha)	<i>Succisa pratensis</i> -Wuchsfläche (ha)						Anz. Gespinste	Distanz Nachbarvorkommen (km)
								in %		
			dicht	mittel	gering	ges.	brach	brach		
STA	Andechs	9,10	0,01	0,95	1,73	2,69	0,85	32	17	0,6
OAL	Benzenmoos	12,80	0,08	0,16	0,36	0,60	0,56	93	6	0,8
AÖ	Buch	5,30	-	0,13	0,23	0,37	0,10	27	27	28,0
TÖL	Buchscharn	1,20	-	0,56	0,20	0,76	-	0	15	1,8
OAL	Elbsee	35,00	1,07	0,23	6,14	7,44	3,56	48	128	7,5
OAL	Enzenstetten	4,20	0,05	0,32	1,01	1,38	-	0	12	1,5
LL	Erlwiesfilz	6,10	0,06	1,06	2,09	3,21	0,35	11	37	1,5
EBE	Gutterstät	4,10	0,49	0,32	0,19	0,99	0,01	1	49	10,0
LI	Hammermoos	37,70	1,48	2,18	5,43	9,53	2,83	30	522	1,8
LI	Heimholz	5,36	0,10	1,60	1,30	3,00	0	0	48	0,6
TS	Langmoos	1,50	0,01	-	0,15	0,16	0,16	100	22	5,0
NU	Obenhausen	32,00	-	1,17	1,74	2,91	2,04	70	52	21,0
MN	Pfaffenhausen	52,40	-	1,78	6,02	7,80	0,93	12	38	27,0
TÖL	Pupplinger Au	3,00	-	0,46	0,79	1,25	-	0	9	1,2
LI	Rentershofen	5,40	0,01	1,20	0,35	1,56	0,12	8	154	1,0
TS	Rotmoos	3,40	0,08	0,76	1,62	2,46	-	0	3	3,4
MB	Steinbachtal	23,10	0,27	0,72	2,75	3,75	1,03	30	132	1,6
LI	Wildberg	2,16	0,73	0,33	0,43	1,49	0	0	364	0,6
	Summe	243,82				51,35			1635	

brach: 2002 ungemäht

Die Gebiete Deininger Weiher und Hopfensee-Westufer wurden weggelassen, da dort keine Gespinstfunde gelangen

Tabelle 2

Verteilung der Gespinste auf (Haupt-)Vegetationstypen und auf im Herbst 2002 gemähte bzw. nicht gemähte Flächen

Gebiet	Anzahl Gespinste											
	Ges.	KB	KS	BR	PF	GS	ZH	FW	ÜM	BG	gem.	ungem.
Andechs	17	7		1	8			1			6	11
Benzenmoos	6	1				4			1		1	5
Buch	27	19		4	4						19	8
Buchscharn	15	5		10							15	0
Elbsee	128		25		61	4			28	10	96	32
Enzenstetten	12	6			4		2				12	0
Erlwiesfilz	37		13	4	4	16					24	13
Gutterstätt	49	26	1		22						49	0
Hammermoos	522		85		249			16		172	277	245
Heimholz	48		12		19					17	48	0
Langmoos	22				22						0	22
Obenhausen	52		2		50						0	52
Pfaffenhausen	38		4		10	10			14		23	15
Pupplinger Au	9	1			7	1					8	1
Rentershofen	154		35		119						142	12
Rotmoos	3	3									3	0
Steinbachtal	132		2	2	41	30	10	47			123	9
Wildberg	364				364						364	0
	1635	68	179	21	984	65	12	64	43	199	1210	425

Verteilung der Gespinste auf Matrixtypen

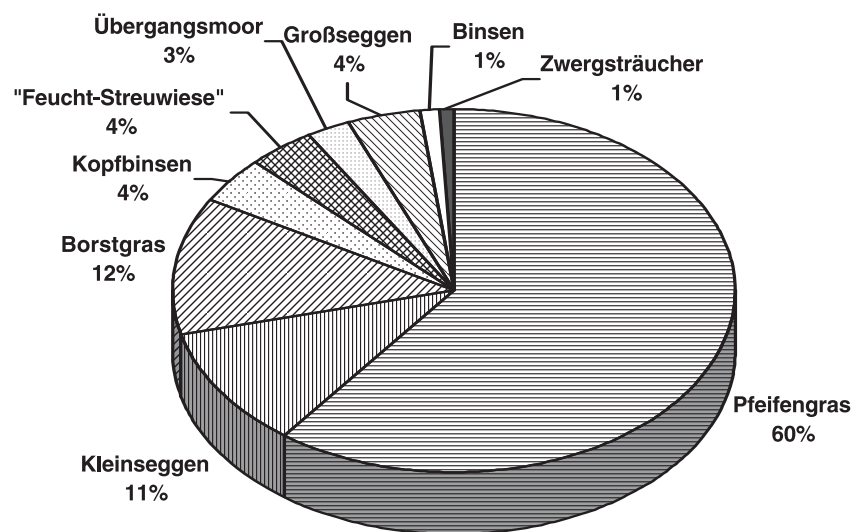


Abbildung 4

Nutzung verschiedener Matrix-Vegetation als Reproduktionshabitat

Versauerten, von der Besenheide geprägten Streuwiesenbereichen (Zwergstrauchheiden, ZH; z.B. Steinbachtal) kommt gebietsweise eine Bedeutung als Fortpflanzungshabitat zu. Knotenbinsenbestände (KB) sind im Bucher Moor und Buchscharner Hangquellmoor wichtige Habitate, wobei Gespinste jedoch nur in lückigen Rand- und Übergangsbereichen

zu finden waren. Auffallend war an vielen Fundstellen von Fraßgespinnten eine ausgeprägte Mooschicht.

Aus unseren Untersuchungen lassen sich folgende Auswirkungen des Mahdmanagements auf Raupengespinste und Habitatqualität für *Euphydryas aurinia* ableiten:

Die Gesamtfläche potenzieller Habitats (Wirtspflanzen-Wuchsbereiche), die 2002 ungemäht blieb, variiert zwischen 0% (alle gemäht) und 100%. Bei Kontrollen nach der Mahd zeigte sich, dass der Anteil der Gespinste, die in diesjährig gemähten Bereichen lagen, je nach Gebiet sehr unterschiedlich ausfiel (siehe Tab. 2). Dabei steht weder der Gesamtbrache-Anteil noch der Anteil ungemähter Wirtspflanzen-Wuchsbereiche zwangsläufig in Beziehung zur Anzahl der von der Mahd verschonten Raupengespinste.

Um die direkten Auswirkungen der Mahd auf die Raupengespinste zu ermitteln, wurden die Wirtspflanzen im Bereich der zuvor ermittelten Gespinstandorte vollständig oder (in großflächigen Gebieten) auf Testflächen nach der Mahd auf Raupengespinste überprüft. Dabei handelt es sich zumeist um Überwinterungsgespinnste (Foto 6), die sich nach unseren Beobachtungen deutlich von den wesentlich größeren Fraßgespinnten (Foto 3 u. 4) unterscheiden und in denen dicht gedrängt die Raupen sitzen. Zum Vergleich erfolgten in ausgewählten Gebieten auch Nachkontrollen in ungemäht gebliebenen Flächen (vgl. Foto 5).

Während in ungemähten Testflächen ein Großteil der Gespinste wieder lokalisiert werden konnte, wurden auf den gemähten Flächen meist nur wenige Gespinste gefunden.

Obwohl vielfach die Pflanzen anhand alter Fraßspuren und Gespinnstreste zweifelsfrei lokalisiert werden konnten, fehlte von den Raupen jede Spur. Vereinzelt Funde von Überwinterungsgespinnsten in Entfernungen von über einem halben Meter vom durch die Mahd zerstörten Fraßgespinnst und Funde von Überwinterungsgespinnsten unter der Oberfläche in der Moosschicht machen wahrscheinlich, dass diese auf den gemähten Flächen lediglich in den meisten Fällen nicht auffindbar sind. Inwieweit auch eine – bisher nicht bekannte – Überwinterung einzelner Raupen ohne Überwinterungsgespinnst möglich ist, muss offen bleiben.

Eine Ausnahme bildeten Gespinnstfunde größerer Zahl in bereits im August vorgezogen gemähten Streuwiesenflächen, in denen begünstigt durch die noch hohen Temperaturen sekundäre Fraßgespinste gebaut werden konnten (z.B. 184 Raupengespinste im Hammermoos). Die Sekundärgespinnste unterschieden sich jedoch zum Teil von denen in zum Begehungszeitpunkt noch ungemähten Beständen durch ihre geringere Größe. Dies deutet auf eine Verringerung der Raupenzahl und entsprechende durch die Mahd verursachte Individuenverluste hin.

Die entscheidende Frage im Hinblick auf das Streuwiesenmanagement ist aber, inwieweit sich die Zerstörung der Gespinste und die damit wahrscheinlich verbundene Verringerung der Raupenzahlen auf die Überlebensfähigkeit von Populationen auswirken können.

Neben den Gespinnstfunden auf gemähten Flächen, die beweisen, dass durchaus Raupen den Mähvorgang überleben können, lassen sich zur Beantwortung dieser Frage die Ergebnisse der Recherchen zur Nutzungshistorie bzw. der Mahd in Vorjahren heranziehen. In einigen Gebieten, die nach eigenen Beobachtungen oder Angaben der Unteren Naturschutzbehörden stets oder jahrweise vollständig gemäht werden, beweisen Gespinnstfunde in großer Zahl die Existenz aktueller individuenstarker Populationen (z.B. seit Jahren flächendeckend gemähte Streuwiese Wildberg mit Funden von 364 Raupengespinnten auf einer Gesamtfläche von nur 2,16 ha).

Wir müssen deshalb davon ausgehen, dass zumindest vitale Populationen selbst durch Mahd ohne Belastung von Brachebereichen nicht in ihrem Fortbestand bedroht werden!

Nachfolgeuntersuchungen im Folgejahr sollen zeigen, inwieweit sich Raupenverluste in den Falterabundanzen widerspiegeln bzw. ob sie angesichts der hohen durch Parasitoidenbefall und Witterungskapriolen verursachten Raupen-Mortalität (vgl. z.B. FORD & FORD 1930) augenfällig werden.

Sehr wesentlich dürften die indirekten Auswirkungen der Mahdfrequenz auf die Vitalität der Wirtspflanzen und damit auf die Eignung als Eiablage- und Raupenfutterpflanzen sein.

Wir konnten die von ANTHES (2002) festgestellte und bereits bei EMMET & HEATH (1990) beschriebene Präferenz für vitale kräftige Pflanzen, die sich bei *Succisa pratensis* besonders durch große Blattrosetten und hohe Blütenstängel äußert, eindeutig bestätigen. Gespinnstfunde erfolgten zu 99% an mittelgroßen bis großen Exemplaren des Teufelsabbiss. Bei Nutzung nur mittelgroßer Exemplare ist vermutlich zusätzlich eine hohe Wirtspflanzendichte, die das Überwechseln der Raupen auf Nachbarpflanzen ermöglicht, von Bedeutung. In Vegetationsbeständen auf gering produktiven Standorten wird die Vitalität von *Succisa pratensis* bei alljährlicher Mahd deutlich gemindert bis hin zum „Zwergenwuchs“. BRIEMLE (in SEBALD 1996) bestätigt die Schwächung der Pflanzen durch jährliche Mahd. Ähnliches ist bei *Gentiana asclepiadea* zu beobachten (vgl. QUIN-GER et al. 1995).

Anders als beim Schwalbenwurz-Enzian können Exemplare von *Succisa pratensis* im Falle des Brachfallens aber rascher ihre Eignung als Wirtspflanze einbüßen. So war auch an sehr vitalen *Succisa*-Exemplaren kein Gespinnst zu finden, wenn die Rosette in dichtem Matrixbestand eingewachsen war, oder die Pflanzen in Brachebereichen mit dichter Verschilfung wuchsen. Von zentraler Bedeutung erscheint uns die Zugänglichkeit potenzieller Wirtspflanzen für eierlegende Weibchen im Frühjahr (vgl. auch ANTHES 2000).

In produktiven, sehr wuchskräftigen Vegetationsbeständen bleibt diese offenbar nur bei alljährlicher Mahd (mit höchstens eingeschobenen Brachejahren) erhalten. An weniger wuchskräftigen, mäßig produktiven Standorten ist hingegen Turnus-Rotationsmahd das Mittel der Wahl (z. B. Kopfbinsenrieder). Wie unsere Habitatanalysen zeigen, kann besonders an extrem nährstoffarmen Standorten (etwa solchen mit Übergangsmoortendenz) auch längere Zeit auf Mahd verzichtet werden.

In einigen (isolierten) Gebieten (z. B. Gutterstätt, Steinbachtal, Obenhauser Ried) scheinen Populationen jahrzehntelange Brachephase vor Wiederaufnahme von Biotoppflegemaßnahmen überlebt zu haben (Auskünfte der Unteren Naturschutzbehörden zur Nutzungsgeschichte). Im Großteil der Vorkommensgebiete kann die Habitateignung jedoch nur durch Mahd aufrechterhalten werden.

Bei der Managementplanung für Streuwiesengebiete muss den Unterschieden in der Wüchsigkeit der Bestände jedoch unbedingt Rechnung getragen werden, wenn dauerhaft vitale *Euphydryas aurinia*-Populationen erhalten werden sollen.

2.2 Zusammenfassende Beurteilung verschiedener Nutzungs- bzw. Pflegealternativen

Es wurden die wichtigsten derzeit im Rahmen des Erschwernisausgleichs diskutierten Pflegealternativen im Hinblick auf ihre Eignung bzw. ihre Einsatzmöglichkeiten für den Erhalt streuwiesentypischer Zoozönosen und bestandesbedrohter Arten der betrachteten Artengruppen bewertet.

Überraschenderweise lösten sich die innerfachlichen Zielkonflikte, die sich aus den Ansprüchen der verschiedenen Tiergruppen bzw. einzelner wertgebender Arten zunächst zu ergeben schienen, im Rahmen der Diskussion innerhalb der Projektbearbeitergruppe und zahlreicher externer Fachexperten weitgehend auf.

Weitgehende Einigkeit bestand bezüglich der Erhaltungsmöglichkeiten wertvoller Zönosen durch verschiedene Management-Alternativen bei Differenzierung nach Streuwiesentypus bzw. dessen Produktivität und bei Gewährleistung einer ausreichenden Nutzungs- bzw. Pflegediversität innerhalb von Streuwiesengebieten.

Dennoch bestätigte sich die freilich nicht neue Erkenntnis, dass es die für die Streuwiesenfauna günstigste Mahdform nicht gibt, sondern nur ein Nutzungs- bzw. Pflegemosaik zum gewünschten Ergebnis – der Erhaltung typischer Zoozönosen der Streuwiesenlebensräume in ihren regional charakteristischen Ausprägungen – führen kann.

Auf die in den letzten Jahren zunehmend in Diskussion gekommene extensive Beweidung als Alternative zum Mahdmanagement von Streuwiesen kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden, sie wird jedoch in BRÄU et al. (2001) ebenfalls andiskutiert.

Das selbe gilt für den Themenkomplex Mähtechnik bzw. Mähgut-Behandlung. Unabhängig vom Mahdtermin (s. o.) ist der Mähtechnik ein ganz entscheidender Einfluss auf die Stärke der Mahdfolgen zu unterstellen, doch bestehen hierzu noch große Forschungsdefizite die dezidierte Empfehlungen verfrüht erscheinen lassen. Festzuhalten ist jedoch, dass eine moos- und streuschicht-schonende Schnitthöhe (ca. 5-15 cm über Grund) für streuwiesentypische Weichtierarten sehr förderlich ist. Sie können sich an den verbleibenden Pflanzenstängeln und Grashalmen zumindest partiell halten und die Gefahr der Austrocknung der Habitate wird reduziert.

In besonders sensiblen Bereichen, wie Quellaustritten in Kalkflachmoorstreuwiesen oder im Übergangsbereich zu Röhrrichten mit bekannten *Vertigo moulinsiana*-Beständen (vgl. COLLING 2001) kann u. U. eine Handmahd erforderlich sein, um die mechanische Belastung der Biotope möglichst gering zu halten. Massive Individuenverluste könnte u. U. weiterhin dadurch reduziert werden, dass das Mähgut für kurze Zeit auf den Streuwiesen verbleibt und den Tieren das Abwandern in die Moos- und Streuschicht ermöglicht wird.

A) Alljährliche Hochsommermahd 15.7./1.8.

Vögel

Inwieweit Vögel eine alljährliche Hochsommermahd 15.7./1.8. auf Dauer vertragen, hängt naturgemäß stark von der zeitlichen Ausdehnung der jeweiligen Brutperiode ab. Bei Arten wie dem Großen Brachvogel und der Bekassine sind zumeist bereits Ende Juni alle Jungvögel flügge, so dass keine negativen Auswirkungen zu erwarten sind. Probleme bereitet eine Mahd zum erwähnten Zeitpunkt dagegen für Arten mit langer Brutperiode. Beispiele dafür sind der Wachtelkönig, der Wiesenpieper und z. T. auch das Braunkehlchen. Die Mahdzeitpunkte sollten daher nach Möglichkeit nach dem Vorkommen von Vogelarten differenziert werden.

Sind im entsprechenden Gebiet keine Arten vorhanden, für die eine relativ frühe Mahd Probleme verursacht, so könnte dieser Mahdzeitpunkt sogar Vorteile besitzen, da die Vegetation bis zum nächsten Frühjahr mehr Zeit zur Entwicklung hat und daher den Vögeln mehr Deckung bieten kann. Braun- und Schwarzkehlchen profitieren, wenn in den Vorkommensgebieten nicht alljährlich gemähte Bereiche belassen werden.

* LIPSKY (1996) konnte auf einer bereits zum 01.08. gemähten Streuwiese deutliche Defizite Streuwiesen-typischer Arten feststellen.

Tagfalter

Spezielle Untersuchungen der Auswirkungen von Hochsommermahd auf die typische Tagfalterfauna sind uns nicht bekanntgeworden*. Aufgrund der abweichenden Standortbedingungen und z.T. auch deutlich unterschiedlicher Vegetationsbestände sind die Ergebnisse von DOLEK et al (1994), die u. a. traditionell im Hochsommer (ab 15.07.) gemähte „Wiesmahdflächen“ (Heumähder) untersuchten, nicht ohne weiteres auf die Verhältnisse in Streuwiesen übertragbar. Auch ist nicht zu entscheiden, inwieweit die einzelnen Arten auf den Wiesmahdflächen selbst zur Fortpflanzung kamen, oder die in den Gebieten ebenfalls vorhandenen Weideflächen oder bei der Mahd verbliebene Saumstrukturen, Gelände-Unebenheiten etc. als Reproduktionshabitat dienten.

Der Heilziest-Dickopffalter (*Caracharodus flocciferus*) findet auf zum 15.07. gemähten Flächen günstige Eiablagemöglichkeiten vor und könnte durch frühe Mahd tendenziell damit begünstigt werden. DOLEK et al. (1994) weisen aber zurecht darauf hin, dass verstärkte Eiablagen nicht zwangsläufig einen höheren Reproduktionserfolg bedeuten müssen. Von Mahd zum 01.08. kann *Caracharodus flocciferus* wohl nicht mehr profitieren, da die Flugzeit nur wenig über Mitte Juli hinausgeht. Die von DOLEK et al. (1994) in Bezug auf die Wiesmahdhänge gestellte Frage, ob das Überleben der Art von der Verfügbarkeit früh gemähter Bereiche abhängt, kann für Streuwiesen sicher verneint werden, da uns viele Vorkommen in Beständen mit traditioneller Herbstmahd bekannt sind (vgl. auch ALBRECHT, GOLDSCHALT & TREIBER 1999). Es müssen jedoch wohl sukzessive ausreichende Keimstellen für Jungpflanzen des Heilziests entstehen (z.B. mahdbedingte Bodenarrisse bei Relief-Unebenheiten).

Für einzelne Streuwiesen-typische Arten, die hohe Individuendichten auf Wiesmahdflächen erreichten, lässt sich ebenfalls eine Bodenständigkeit und damit eine Toleranz gegenüber diesem Mahdregime vermuten. Dies lässt sich für das (zumindest auf einer Wiesmahdfläche gut repräsentierte) Moor-Wiesenvögelchen (*Coenonympha tullia*) annehmen, sowie für die nur in trockenen Streuwiesenausprägungen gelegentlich vertretenen Arten Rostbindiges Wiesenvögelchen (*Coenonympha glycerion*) und Komma-Dickkopf (*Hesperia comma*). Durch weitere Untersuchungen müsste geklärt werden, ob das auf einer traditionellen Wiesmahdfläche in hoher Abundanz nachgewiesene Blaukernauge (*Minois dryas*) tatsächlich gegenüber Frühmahd verträglich ist. Trifft die auch von DOLEK et al. (1994) zitierte Behauptung zu, dass die Art zur Eiablage im August noch nicht gemähte Bereiche benötigt, was mit den von den Gutachtern beobachteten Habitatpräferenzen in Einklang stünde, wäre Frühmahd vielmehr negativ für die Habitatselektion.

Eigene Beobachtungen des Erstautors auf bereits vorgezogen im Hochsommer gemähten Bachau-Streuwiesen im Ostallgäu (Weizern, Speiden) deuten auf ein stark reduziertes Artenspektrum hin. Vertreten war hier aber z.B. das Moor-Wiesenvögelchen (*Coenonympha tullia*), das möglicherweise (gelegentliche?) Frühmahd toleriert (vgl. Wiesmahd-Vorkommen).

Gesichert ist, dass alljährliche Hochsommermahd zur Verdrängung von Tierarten führt, die ihren Entwicklungszyklus erst spät im Jahr abschließen. Hierzu gehören unter den Tagfaltern z.B. der Enzian-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche alcon*), der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*) und der Schwarzblaue Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*) (vgl. STETTNER et al. 2001), oder auch der Storchschnabel-Bläuling *Polyommatus eumedon* sowie der Mädesüß-Perlmutterfalter *Brenthis ino*, deren Eiablagemedien oder Entwicklungsstadien bei der Mahd entfernt werden. Beim Enzian-Ameisenbläuling konnte im NSG „Vogelfreistätte Ammersee Südufer“ beobachtet werden, dass individuenreiche Lungenenzian-Bestände auf vormals intensiv als Reproduktionshabitat genutzten Flächen nach zweimaliger Augustmahd in Folge zur Rückdrängung der Verschilfung nicht mehr mit Eiern belegt wurden (QUINGER et al. 1998). Für weitere Arten sind die genauen Ursache-Wirkungszusammenhänge nicht bekannt, sie scheinen Sommermähdern jedoch regelmäßig zu fehlen.

Hochsommermahd ist somit zur Erhaltung des Streuwiesen-typischen Tagfalter-Artenspektrums nicht geeignet und führt bei fortdauernder Anwendung zu anderen Zönosen. Diese können dabei durchaus neben ökologisch plastischeren Arten einzelnen ähnlich schutzbedürftige Arten magerer Hochsommermähder Lebensraum bieten (z.B. dem im Alpenvorland gebietsweise stark zurückgegangenen Schwefelvögelchen *Heodes tityrus* oder dem Sumpfwiesen-Perlmutterfalter (*Boloria selene*, vgl. BRÄU & SCHWIBINGER 2000, oder dem Großen Perlmutterfalters (*Mesoacidalia aglaja*, vgl. NIGMANN 1997) bzw. Eiablagebeobachtungen in einer früh gemähter Streuwiesenfläche im Lkr. OAL durch BRÄU).

Ist die Bestandessicherung streuwiesentypischer Tagfalterzönosen das Ziel, sollte eine aus anderen naturschutzfachlichen Gründen (Flora, Standortregeneration) gebotene Hochsommermahd auf Teilflächen in räumlicher Rotation beschränkt bleiben, da großflächige vorgezogene Mahd auch dann mit hohen Risiken verbunden ist, wenn sie nur hin und wieder eingeschoben wird. Aus Sicht des Tagfalterschutzes kann Mahd zum 15.07. in solchen Fällen dann aber sogar günstiger sein als Mahd zum 1.08.

Kleinschmetterlinge

Alljährliche Mahd bereits im Juli oder August ist die für Kleinschmetterlinge bei weitem schädlichste aller Managementalternativen. Nach Einschätzung von

PRÖSE werden hierdurch etwa 80% aller Arten betroffen, d.h. mit Ausnahme der nur am Boden oder subterrestrisch im Wurzelbereich lebenden Raupen alle ökologischen Gruppen. Doch können bei allzu frühem Mähzeitpunkt (15.7.) über Jahre hinweg sogar die Rhizome der Pflanzen geschwächt werden, in denen Kleinschmetterlingsraupen leben.

Heuschrecken

Mahd im Hochsommer tift den Großteil der typischen Heuschreckenarten der Streuwiesen bevor die Eiablagephase abgeschlossen ist. Ausnahmen bilden der sehr früh adulte Bunte Grashüpfer, der nach eigenen Beobachtungen (BRÄU) auch auf regelmäßig im August gemähten Flächen vorkommt, sowie die Dornschröcken. Durch die Mahd kommt es zu hohen Individuenverlusten, je nach Vorhandensein und Erreichbarkeit ungemähter Nachbarflächen (Ausweichmöglichkeit) eine starke Ausdünnung bis hin zum Verlust der Populationen mit sich bringen kann.

Besonders stark betroffen werden nach eigenen Beobachtungen gerade die wertgebenden Arten Lauschschrecke (*Parapleurus alliaceus*), Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) und Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*). Nach rückstandsloser Mahd sind i. d. R. nur noch versprengte Exemplare in Nachbarflächen anzutreffen und nach dem wieder Aufwachsen der Vegetation werden bestenfalls noch geringe Besiedlungsdichten erreicht.

Untersuchungen von im August gemähten Feuchtwiesen in den Losisach-Kochelsee-Mooren (BRÄU & SCHWIBINGER 2000) zeigten dagegen, dass sich die negativen Folgen für die Sumpfschrecke, den Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) und weitere streuwiesentypische Begleitarten weitgehend vermeiden lassen, wenn über die Fläche verteilte Streifen von mehreren Metern Breite von der Frühmahd ausgenommen werden.

Weichtiere

Hochsommermahd birgt das größte Risiko für die Molluskengesellschaften, durch vor bzw. nach der Mahd auftretende hochsommerliche Trockenphasen dauerhaft geschädigt zu werden. Die Beeinträchtigungen wären nur dann in Grenzen zu halten, wenn es sich um extrem nasse Standorte handelt, und die Moos- und Streuschicht sowie die oberen Bodenschichten nach der Mahd nicht nennenswert austrocknen.

B) Alljährliche Herbstmahd 1.9. (üblicher Termin bei Erschwernisausgleich-Verträgen)

Vögel

Eine alljährliche Herbstmahd ab 1.9. ist in der Regel für Vögel unproblematisch. Allerdings sollten für einige Arten unbedingt Bereiche stehen gelassen werden, da sie Bracheanteile benötigen bzw. bevorzugen (Beobachtungen SCHWAIGER).

Tagfalter

Bei Streuwiesen produktiver Standorte (z. B. auf Auestandorten) ist aufgrund ihrer Wüchsigkeit einer jährlichen Mahd unter Belassung von Rotations-Bracheanteilen der Vorzug vor einer Turnusmahd zu geben. Dies erscheint insbesondere beim Vorkommen bzw. zur Förderung des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (*Glaucopsyche teleius*) empfehlenswert und bei Tendenz zu starker Verhochstaudung oder Verschilfung sogar zwingend.

Im südlichen Alpenvorland dürfte Herbstmahd ab Anfang September für den Schwarzblauen und den Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous* und *G. teleius*), sowie sicher auch für das Moor-Wiesenvögelchen (*Coenonympha tullia*), den Riedteufel (*Minois dryas*), sowie den Großteil der typischen Arten dieses Streuwiesentyps i. d. R. unproblematisch sein.

Im nördlichen Alpenvorland kann in Jahren mit ungünstigem Witterungsverlauf in den Habitaten der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge eine Mahd bereits Anfang September hingegen schädlich sein.

Sofern zur Erhaltung der Vegetationsbestände bzw. einer günstigen Habitatstruktur ein späterer Schnitzeitpunkt ungünstig ist (besonders produktive Bestände, zu Halbtrockenrasen überleitende Streuwiesen), empfehlen wir Teilflächen im möglichst kleinflächigen Wechsel einer Frühmahd im Turnus mit Mahd erst ab Mitte September zu unterziehen.

In aufwuchsarmer Gebieten wirkt sich nach ANWANDER et al. (1997) fehlende Nutzung weniger negativ auf die typische Tagfalterfauna aus als in ertragsstärkeren Gebieten.

Für mittel oder schwach produktive Pfeifengraswiesen und Kleinseggen-Kopfbinsenrieder ohne starke Verschilfungs- oder Verhochstaudungstendenz erscheint spätere Mahd bzw. eine Turnus-Rotationsmahd die aus Sicht des Tagfalterschutzes vorzuziehende Alternative.

Um auch für brache-präferente Arten (siehe unten) Lebensmöglichkeiten zu erhalten, wird in jedem Falle empfohlen, Teilbereiche von der Mahd auszusparen.

Zur Minimierung des Risikos, dass diese außerhalb der für die brachepräferenten Arten als Habitat nutzbaren Bereiche zu liegen kommen, empfiehlt es sich, zum Schutz der Ameisenbläulinge Wuchsbereiche des Wiesenknopfs und des Lungenzians (Schwalbenwurzian tritt in diesem Streuwiesentyp kaum auf), sowie solche des Schlangenknoters (Futterpflanze für *Lycaena helle*, *Boloria eunomia*, *Clossiana titania* u.a.) und des Sumpfstorchschnabels teilweise auszunehmen und diese Bracheanteile nicht zu knapp zu bemessen. Da Säume und Randstrukturen (z. B. zu Wald und Gebüsch, vgl. auch LIPSKY 1997) i. d. R. besonders günstige Besiedlungsvoraussetzungen bieten, sollten die temporären Brachean-

teile bevorzugt an den Rändern der Streuwiesen angesiedelt werden (zum Schutz weniger mobiler Streuwiesenbewohner sollten jedoch auch innerhalb des Bestandes Rückzugs-Streifen oder -Inseln verbleiben).

Kleinschmetterlinge

Alljährliche Mahd um den 1. September erscheint für die zahlreichen Arten, deren Jungraupen-Entwicklung in die Hochsommer-Frühherbst-Zeit fällt, noch immer sehr bedrohlich. Nur ein geringer Teil dieser Arten dürfte um diese Zeit bereits die Überwinterungsquartiere aufgesucht, d. h. die von der Mahd bedrohten Substratpflanzen verlassen haben. In Wuchsbereichen der o. g. Pflanzenarten, an die auch einige wertgebende Kleinschmetterlinge gebunden sind, sowie Beständen der Arnika sollten jährlich wechselnde Teile von der Herbstmahd ausgenommen werden.

Heuschrecken

Alljährliche Herbstmahd wird vom Großteil der für Streuwiesen typischen Heuschreckenarten toleriert. Eine Ausnahme bilden die endophytisch ablegenden Arten.

Eiablagen der Großen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) erfolgen fast ausschließlich in den markgefüllten Hohlraum von Pflanzenstengeln, z. B. in Schilfhalm, Rohrkolbenstiele, abgestorbene und abgebrochene verholzte Triebe von Goldruten, Engewurz. Auf regelmäßig vollständig gemähten Flächen kann sich diese außerhalb der Streuwiesen-Schwerpunktgebiete vielfach bereits besonders schutzbedürftige Art mangels Eiablagemöglichkeiten bzw. aufgrund des Abtransportes der abgelegten Eier mit dem Mähgut nicht fortpflanzen. Zu den Arten, die einen Mindestbracheanteil benötigen bzw. davon profitieren, gehören auch die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) und die Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus discolor*). Sie sind in regelmäßig zur Gänze gemähten Streuwiesen nach unseren Erfahrungen meist in nur geringen Abundanzen vertreten (hier verbleibt wahrscheinlich ein geringer Teil der abgelegten Eier in nicht bis zum Boden gemähten Partien, an Grabenrändern etc.).

Weichtiere

Die Mahd Auswirkungen sind bei Mahd ab dem 1.09. abhängig von der jeweiligen regionalen Situation und der aktuellen Witterung. Sehr häufig dürfte aber Anfang September noch trocken-warme Witterung herrschen, womit v. a. für die empfindlichen Arten ähnliches wie bei hochsommerlicher Mahd gilt.

C) Alljährliche Herbstmahd 15.9/1.10. (mögliche Termine bei Erschwernisausgleich-Verträgen)

Vögel

Eine späte Herbstmahd ist für Vögel unproblematisch. Allerdings kann es für einige Arten Probleme verursachen, wenn im nächsten Frühjahr nicht aus-

reichend Deckung zur Verfügung steht. Dem kann durch das Stehen lassen von Streifen bzw. Brachbereichen entgegengewirkt werden.

Tagfalter

Alljährliche Herbstmahd frühestens ab dem 15.9 wird vom Großteil der für südbayerische Streuwiesen typischen Tagfalterarten toleriert. Ausnahmen bilden jedoch einige brachepräferente bzw. -gebundene Arten (siehe unten) zu deren Bestandssicherung die Belassung von Brachebereichen nach den bereits geschilderten Kriterien oder Turnus-Rotationsmahd auch bei diesem Mahdtermin zwingend erforderlich ist.

Vorteile einer Mahd erst ab dem ersten Oktober gegenüber Mahd bereits Mitte September lassen sich aus der Sicht des Tagfalterschutzes nach unserer Einschätzung dagegen bei Belassung sinnvoll angeordneter Bracheanteile nicht begründen.

Für typische, nicht auf nährstoffreichen Aue- oder angedüngten Standorten wachsende Streuwiesen mittlerer Produktivität (v. a. Duftlauch-Pfeifengraswiesen) ist alljährliche Mahd ab Mitte September als Grundpflege zur Erzeugung der von einigen wertgebenden Tagfalterarten der Streuwiesen wie dem Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*) bevorzugten Vegetationsstruktur das nach unserer Einschätzung günstigste Management und lässt auch eine erfolgreiche Reproduktion der Arten mit später Entwicklung zu.

Als Beispiel kann der durch Mahd bereits Anfang September zumindest in klimatisch ungünstigen Jahren gefährdete Enzian Ameisenbläuling (*Glaucopsyche alcon*) genannt werden: Bei den von ANWANDER et al. (1997) untersuchten Flächen erbrachten sowohl Transsektzählungen der Imagines aller Tagfalter als auch die Suche nach Eiern von *G. alcon* auf jährlich gemähten Streuwiesen „die besten Ergebnisse“. Auch in Streuwiesen mittlerer Produktivität ist jedoch die Aussparung wechselnder Bereiche („kontrollierte Brache“) generell zu empfehlen und in einigen Fällen fachlich unabdingbar.

Pfeifengrasstreuwiesen niedriger Produktivität, z. B. auf Hoch- bzw. Übergangsmoortorfen, sowie Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder ohne Tendenz zu dichter Verschilfung bedürfen i. d. R. nicht der jährlichen Mahd, um für typische Streuwiesenarten der Tagfalter günstige Bedingungen zu erhalten. Im Gegenteil deuten bisherige Untersuchungsergebnisse und Beobachtungen darauf hin, dass fortwährende Mahd hier zu Vitalitätsverlust und verringerter Nutzbarkeit von Pflanzenarten führt, die als Raupenfutterpflanzen für bestimmte Arten von Bedeutung sind.

Beispiel ist der Schwalbenwurzenzian (vgl. ANWANDER et al. 1997, Eigenbeobachtungen BRÄU, NUNNER), der in vielen Vorkommensgebieten von *Glaucopsyche alcon* die wichtigste oder einzige Wirtspflanze darstellt.

Extrem nasse Bereiche etwa im Umfeld von Quellwasseraustritten treten jedoch ohnehin in ihrer Lebensraumfunktion für viele der wertgebenden Tagfalterarten zurück und weisen vielfach ein reduziertes Artenpektrum auf (vgl. auch LIPSKY 1997); daher spricht aus der Sicht des Tagfalterschutzes in solchen Teilbereichen meist nichts gegen eine aus vegetationskundlichen Gründen vielfach erwünschte regelmäßige Mahd nasser Kopfbinsenrieder zur Förderung von Lückenpionieren.

Kleinschmetterlinge

Alljährliche Mahd ab 15.9. oder wesentlich besser noch erst ab 1.10. wird zwar für eine beträchtliche Anzahl von Arten noch immer schädlich sein, aber wohl 50% der oben angesprochenen Jungrauen bereits nicht mehr erfassen. Wenn also alljährliche Mahd unvermeidbar ist, wäre ein Oktobertermin aus der Sicht des Erhalts eines großen Artenspektrums das geringere Übel.

Es muss aber stets bewusst bleiben, dass in diesen kritischen Wochen, in denen zahlreiche Raupen in zeitlich individuell recht verschiedener Weise die Substrate zur Überwinterung verlassen, wenige Tage des Hinausschiebens des Mähtermins enormen positiven Einfluss auf den Erhalt der Populationen haben kann.

Heuschrecken

Hinsichtlich der Reaktion der Heuschreckenfauna auf den späteren Mahdtermin sind uns keine Unterschiede bekannt. Wie bei Mahd bereits zum 1.09. ist zur Erhaltung des vollständigen streuwiesentypischen Artenspektrums einschließlich der mahdempfindlichen Arten die Belassung von Jungbrache-Anteilen z.B. in Saumbereichen der Streuwiesenbestände förderlich.

Weichtiere

Der Vorteil einer regelmäßigen Mahd besteht darin, dass auch in stark zur Verschilfung oder Verbuschung neigenden Streuwiesen der offene Charakter erhalten wird (s.o.). Dass eine regelmäßige einschürige Herbstmahd nicht generell nachteilig für anspruchsvolle Streuwiesenmollusken sein muss, zeigen die Erhebungen im Rahmen der Erfolgskontrollen des Erschwernisausgleichs (STRÄTZ & SCHLUMPRECHT 1999 bzw. 2000). So konnte die Streuwiesen-Charakterart *Vertigo angustior* (RL 2, FFH Anhang II) in allen seit einigen Jahren einschürig genutzten Streuwiesen in vitalen Beständen festgestellt werden.

Ähnliche Beobachtungen ergaben sich auch innerhalb des BMBF-Projektes zu den Allmendweiden und angrenzenden Streuwiesen (COLLING, in Vorb.) sowie weiteren Erhebungen in südbayerischen Streuwiesen (z.B. COLLING 1999, 2001).

Im Zeitraum ab Mitte September, v.a. beim Mahdtermin ab 1.10., kann in aller Regel bayernweit mit feuchterem Mikroklima (Regen, Tau- und Nebelbil-

dung) und durchfeuchteter Streuschicht gerechnet werden, was das Austrocknungsrisiko nach der Mahd, auch für die Anspruchsgruppen A und C, erheblich senkt. Die Mahd sollte allerdings nicht zu großflächig erfolgen, um eine Wiederausbreitung von Arten nach mahdbedingten Populationsrückgängen zu erleichtern. Verbindungselemente, wie die Vegetation an Wiesengraben oder Randstreifen zu intensiver genutztem umliegenden Grünland sollten von der Mahd ausgenommen bleiben.

D) Herbstliche Mahd im 2-3 jährigen Turnus

Vögel

Bei schwachwüchsigen Flächen wird eine Mahd im 2-3 jährigen Turnus für die meisten Arten nach Einschätzung von SCHWAIGER keine negativen Auswirkungen haben. Braunkehlchen, Schwarzkehlchen und Wiesenpieper können dadurch vermutlich sogar profitieren.

Auf zur Verschilfung neigenden Streuwiesen ist für den Großen Brachvogel eine jährliche und ausreichend großflächige Mahd vorzuziehen, da die verschilften Bereiche nicht besiedelt werden.

Tagfalter

Brachegebundene Arten vermögen von Turnusmahd im Vergleich zur alljährlichen Mahd nur zu profitieren, wenn lediglich Teilflächen im jährlichen Wechsel einer Mahd unterzogen werden und die Brachebereiche auch tatsächlich im Bereich ihrer Fortpflanzungshabitate zu liegen kommen. Mahd der gesamten Fläche alle 2-3 Jahre bringt gegenüber jährlicher Mahd nur relativ wenigen Arten Vorteile (z.B. möglicherweise an manchen Standorten den *Glaucoptysche*-Arten aufgrund der geringeren Beeinträchtigungen der Wirtsameisenbestände). Turnusmahd sollte daher wann immer möglich in räumlicher Rotation angewendet werden!

Auch ANWANDER et al. (1993) empfehlen eine abschnittsweise, im mehrjährigen Turnus durchgeführte Streuwiesenmahd (z.B. jährlich ein Drittel). Ein solches Mahdmanagement ist für den Großteil der typischen Tagfalterarten der Streuwiesen von Vorteil. Diese Einschätzung ist auch LIPSKY (1996) bzw. LIPSKY (1997) zu entnehmen.

Aus der Sicht des Tagfalterschutzes dürfte dieses Pflegeregime für die Mehrzahl der Streuwiesen geeignet sein. Ausnahmen bilden nach unseren Erfahrungen allerdings produktionskräftige Bestände und solche mit starker Verschilfungstendenz. Hier entstehen bereits binnen kurzer Brachezeiträume dicht- und hochwüchsige Bestände mit für einige Arten ungünstigem Mikroklima im Bereich der Raupenhabitate und erschwerter Zugänglichkeit für die Eiablage bedeutsamer Pflanzenteile.

Als mahdempfindliche Arten, die auf kontinuierliche Verfügbarkeit ungemähter Habitatbereiche angewiesen sind, können nach den bisherigen Erfahrungen der Blauschillernde Feuerfalter (*Lycaena helle*), das

Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*), der Wegerich-Scheckenfalter (*Melitaea cinxia*) und wie beschrieben in produktionschwachen Streuwiesen auch der Abbiss-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*) genannt werden, sowie weitere weniger stark bedrohte Arten wie *Brenthis ino*.

Für den Storchschnabel-Bläuling (*Polyommatus eumedon*) ist dies nach eigenen Beobachtungen ebenfalls zumindest in vergleichsweise produktionschwachen Streuwiesen-Habitaten der Fall, in denen jährliche Mahd zu verminderter Vitalität und Blühfreudigkeit des Sumpfstorchschnabels führt (mehrjährige Beobachtungen am Ammersee-Südufer, vgl. QUINGER et al. 1998). Auch der Randring-Perlmutterfalter (*Proclissiana eunomia*) ist zumindest den brachebegünstigten Arten zuzurechnen.

Kleinschmetterlinge

Mahd in 2-3-jährigem Turnus erscheint uns für die Kleinschmetterlinge der Streuwiesen ideal und ganz besonders dann, wenn nicht das Gesamtareal, sondern in alternativem Wechsel nur Teilbereiche abgemäht werden. Hierbei werden auch die besonders mahdempfindlichen Arten geschont. Nur dadurch, dass zumindest Teilbereiche ganz von der Mahd ausgenommen werden, haben diese in den oberirdischen Pflanzenteilen überwinterten Stadien eine Chance. Als brachegebundene Beispielarten seien hier nur die Wiesenknopf-Schopfstirnmotte (*Tischeria szoecsi*, RL Bay. 1), die Arnika-Miniermotte (*Digitivalva arnicella*, RL Bay. 2) und die gefährdete Große Alant-Federmotte (*Oidaematophorus lithodactyla*, RL 3) angeführt.

Heuschrecken

Die negativen Auswirkungen auf mahdempfindliche Arten ergeben sich wie bei alljährlicher Mahd, wenn nicht Brachebereiche verbleiben.

Turnus-Herbstmahd ist zur Erhaltung der übrigen Heuschreckenzytose nach unseren Erfahrungen in allen Streuwiesen-Vegetationsbeständen ausreichend, in denen bei kurzen Brachezeiträumen noch keine mächtigen Streufilzdecken und keine dicht geschlossenen Hochstaudenfluren oder Röhrichte entstehen. Diese führen besonders für bodenlegende Heuschreckenart zu ungünstigen Bedingungen für die Embryonalentwicklung und haben zumindest Abundanzrückgänge zur Folge.

Brache-präferente Arten, die von einer leichten Streufilzbildung profitieren, sind dagegen die Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und die Kleine Goldschecke (*Chrysochraon brachyptera*), die in Anbetracht ihrer günstigen Bestandssituation in fast allen Teilen Südbayerns jedoch keiner besonderen Förderung bedürfen.

Weichtiere

Dieser Mahdrhythmus dürfte für die Mehrzahl der Arten eine ähnliche Wirkung wie die vorgenannte jährliche Spätherbstmahd haben. Insbesondere bei 2-

jährigem Abstand ist in der Regel noch nicht mit tiefgreifenden strukturellen und mikroklimatischen Veränderungen der Habitate selbst zu rechnen.

Für einzelne Röhrichtbewohner, wie *Vertigo antiver-tigo*, können sich gegenüber der jährlichen Mahd leichte Vorteile ergeben, während bei Arten mit Präferenz für niedrigwüchsige Vegetation, z.B. *Vertigo angustior*, geringfügige Bestandsrückgänge auftreten (vgl. SCHLUMPRECHT & STRÄTZ 2000). Die Turnusmahd kann daher bei knappem Pflegebudget in Bezug auf die Weichtierfauna in nicht allzu stark verschilfenden oder wuchskräftigen Streuwiesenbeständen als Kompromisslösung angesehen werden, um bei deutlich reduziertem Aufwand die Lebensraumdeutung dennoch zu erhalten.

E) Seltene Mahd ca. 5 Jahre

Vögel

Eine seltene Mahd von Streuwiesen dürfte für die meisten in den Streuwiesen vorkommenden Offenlandarten negative Auswirkungen haben. Bei sehr schwach wüchsigen Flächen können allerdings Braunkehlchen und Schwarzkehlchen damit zurechtkommen. Großer Brachvogel und Bekassine dürften mit großer Wahrscheinlichkeit verschwinden.

Tagfalter

ANWANDER et al. (1997) betrachten auf intakten Streuwiesen abhängig von Aufwuchs und Ausprägung der Streuwiesen Mähabstände von 3-10 Jahren als für die Tagfalterfauna optimal.

Derart lange Brachezeiträume führen jedoch nach unseren Erfahrungen in den meisten Streuwiesentypen zu starken Veränderungen der Vegetationsbestände und zum Ausfall oder zumindest zum Rückgang typischer Streuwiesen-Tagfalter.

Vergleichsweise hohe Toleranz gegenüber anhaltender Brache zeigen (an wenig produktiven Sandorten) Blauschillernder Feuerfalter (*Lycaena helle*), Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*), Riedteufel (*Minois dryas*), Randring-Perlmutterfalter (*Boloria eunomia*) und Baldrian-Scheckenfalter (*Melitaea diamina*).

Seltene Mahd in mehr als 3-jährigen Zeitabständen erscheint überall dort zweckmäßig, wo keine oder nur sehr langsame Veränderungen des Vegetationsbestandes in Bezug auf die Artenzusammensetzung des Pflanzenbestandes und dessen strukturelle Eigenschaften zu erwarten sind.

Kleinschmetterlinge

Mahd alle 5 oder mehr Jahre erscheint uns im Hinblick auf stenotope, empfindliche und bedrohte Arten nicht so geeignet wie der 2-3-Jahre-Turnus. Nicht nur die Gehölzsukzession sondern auch das Überhandnehmen konkurrenzstarker Stauden mit Verdrängung wichtiger empfindlicherer Substrate schlägt hier negativ zu Buche.

Heuschrecken

Brachezeiträume von vier oder mehr Jahren können nach unseren Erfahrungen in produktiven Streuwiesentypen und in stark zur Verschilfung neigenden Beständen bereits Rückgänge mancher Arten zur Folge haben. In einformig-dichten Vegetationsbeständen, die durch Brache in diesen Fällen binnen weniger Jahre entstehen können, fehlt z.B. *Decticus verrucivorus* in aller Regel und etwa die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) erreicht höchstens noch geringe Dichten.

Auch von LIPSKY (1996) wird für *Stethophyma grossum* die Meidung von Brachflächen oder stark verschilften Flächen hervorgehoben.

Weichtiere

Der zeitliche Abstand von 5 Jahren dürfte für viele bayerische Streuwiesenstandorte mit relativ hohem Nährstoffangebot bereits zu groß sein, um eine zu starke Verschilfung und Verbuschung zu vermeiden. Zur Erhaltung wertvoller Weichtierbestände wäre diese Vorgehensweise lediglich an sehr gering produktiven Standorten (z.B. manche Kleinseggenried-Beständen, primär gehölzarme Quellaustritte) geeignet.

3. Anforderungen an das Mahdmanagement von Streuwiesenlebensräumen aus tierökologischer Sicht

3.1 Kernforderungen für die Maßnahmenwahl

Trotz der beschriebenen Risiken der Mahd für zahlreiche und teilweise auch besonders schutzbedürftige Tierarten darf nie vergessen werden, dass nahezu alle typischen Streuwiesenarten heute auf eine Offenhaltung ihrer Habitate und zur Erhaltung der Habitatstruktur auf ein Management angewiesen sind, auch die sog. „mahdempfindlichen“ Arten!

Die Auflösung dieses scheinbaren Widerspruchs liegt in der räumlichen Diversität, der für den zoologischen Artenschutz noch ungleich höhere Bedeutung zukommt wie für den botanischen Artenschutz. Optimale Artendiversität ist ohne Nutzungs-/Pflege-diversität nicht erreichbar. Ein einheitliches ideales Management, das die Erhaltung aller charakteristischen Arten sicherstellt, gibt es nicht.

Als wichtige sich aus den Analysen ergebenden Kernforderungen für die Maßnahmenwahl sind daher festzuhalten:

- Die Maßnahmenfestlegung sollte nach Möglichkeit für größere Gebietsauschnitte bzw. das gesamte Pflegeobjekt (= Streuwiesengebiet) vorgenommen werden und die Maßnahmenwahl für Einzelflächen stets unter Beachtung des Flächenkontextes getroffen werden; für kleinflächige und isolierte Pflegeobjekte ist die Erarbeitung von Pflegeplänen in besonderem Maße anzuraten, da

die Gefahr, dass Arten versehentlich „herausgepflegt“ werden, bedeutend höher einzuschätzen ist.

- Bei bekanntem oder zu erwartendem Vorkommen hochgradig bedrohter Arten sollte möglichst eine besondere Rücksichtnahme erfolgen. Hierzu stehen mittlerweile nicht unerhebliche Informationen zur Verfügung (aktueller ASK-Auszug, ABSP, zusätzlich vorliegende Bestandserfassungen, Pflege- oder Entwicklungskonzepte, Information bei Bayerischem LfU, Regierungen oder Gebietsexperten), die unbedingt abgerufen und ggf. durch gezielte Kartierungen ergänzt werden sollten. Hinweise über solchen wertgebenden Arten zuträgliche Pflegeformen können der einschlägigen Fachliteratur und dem Landschaftspflegekonzept Bayern entnommen werden.
- Da unsere Kenntnisse zur Reaktion der Streuwiesenfauna auf Mahdmanagement besonders bei einigen Arten und ganzen Artengruppen (z. B. den in diesem Lebensraumtyp sehr artenreich und mit vielen bestandsbedrohten Arten repräsentierten Kleinschmetterlingen) noch immer als sehr lückenhaft bezeichnet werden müssen, kommen wir um Risikominimierungs-Strategien wie räumliche Pflege-diversität (v. a. auch Bracheanteile) nicht herum, wenn der gesetzlich fixierte Auftrag zum Schutz aller wildlebenden Tier- und Pflanzenarten ernst genommen wird. Dies gilt umso mehr, da die nötige Erfassungsdichte bezüglich wertgebender Arten für manche Tiergruppen auch langfristig kaum bereitzustellen sein dürfte, selbst wenn das nötige Rüstzeug bezüglich der Berücksichtigung ihrer Ansprüche vorhanden wäre. Risikominimierungs-Strategien müssen daher auch in die Regelwerke staatlicher Finanzierungsprogramme für Streuwiesenpflege auseichend Eingang finden.

3.2 Spezielle Empfehlungen zur Mahd

Folgende Empfehlungen können nach derzeitigem Kenntnisstand gegeben werden:

- Turnusmahd auf ein und derselben Fläche bietet gegenüber alljährlicher Mahd nur für wenige Arten Vorteile, jedoch für manche Nachteile; sie sollte daher immer in Flächenrotation vorgenommen werden!
- Für Streuwiesen geringer bis mittlerer Produktivität erscheint eine 2-3 jährige Turnus-Rotationsmahd am vorteilhaftesten.
- In Lebensräumen des Blauschillernden Feuerfalters (*L. helle*), des Wald-Wiesenvögelchens (*C. hero*), sowie in Habitaten des Storchschnabel-Bläulings (*P. eumedon*) auf nur mäßig produktiven Standorten nur Teilflächenmahd in mehrjähriger Rotation vornehmen.
- Andererseits kann in sehr produktiven, zur Verhochstaudung oder in zu rascher Verschilfung neigenden Streuwiesen ein abweichendes Management zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung geeigneter Habitatverhältnisse erforderlich sein. Als

Alternativen stehen alljährliche Herbstmahd oder sommerliche Mahd zur Wahl.

- Streuwiesenmahd im Hochsommer zur Bekämpfung von Verhochstaudung oder Verschilfung aufgrund ihres schädigenden Einflusses auf erhebliche Teile der typischen Streuwiesenfauna nur im Rahmen einer mehrjährigen Turnus-Rotationsmahd und auf den Problembereich beschränkt vornehmen! Dort aber ggf. besser früher (z. B. bereits Mitte Juni) mähen!
- In Streuwiesenbeständen, in denen aus vegetationskundlichen oder anderen Gründen alljährlich im Herbst gemäht werden soll, wird zur Bestandessicherung die Belassung eines Anteils temporärer Brache von ca. 20% im räumlichen Wechsel empfohlen.
- Da in sehr kleinflächigen, isolierten Streuwiesen auch bei 20% kontrollierter Brache die Gefahr des Unterschreitens des Minimalareals von Populationen mahdempfindlicher Arten besteht, ist dort der Turnus-Rotationsmahd der Vorzug zu geben bzw. zumindest der Bracheanteil deutlich zu erhöhen.
- Bracheanteile sind nach Möglichkeit gezielt in den Habitatbereichen der betreffenden brachegebundenen Arten anzuordnen, soweit anhand des Vorkommens der Wirtspflanzen auch von ausführenden Landwirten leicht zu erkennen (z. B. Wuchsbereiche Sumpfstorchschnabel, Schlangenknoterich, Großer Wiesenknopf, Schwalbenwurzian, Arnika).
- Als frühester Mahdtermin erscheint bei alljährlicher Herbstmahd in den meisten Fällen der 15.09. am günstigsten.
- Ist dieser späte Mahdtermin aus vegetationskundlichen Gründen nicht wünschenswert oder scheitert ein solcher an der Bereitschaft des Landwirts, so dass eine Mahd dann gar nicht mehr gewährleistet wäre, ist anstatt dessen eine frühere Mahd in Form einer Rotations-Turnusmahd vorzuziehen (2-3 jähriger Rotations-Turnus).

3.3 Anmerkungen zur Effizienz der derzeitigen Pflegepraxis im Hinblick auf tierökologische Erfordernisse

Diskussionen innerhalb eines Arbeitskreises aus mit der Umsetzung von Landschaftspflegemaßnahmen befassten Vertretern der Naturschutzbehörden ergaben, dass es noch eine große Lücke zwischen den sich nach derzeitiger Kenntnis an das Streuwiesen-Management ergebenden Anforderungen und den praktischen Umsetzungsmöglichkeiten zu schließen gilt.

Für größere Streuwiesengebiete bestehen die relativ günstigsten Umsetzungs-Möglichkeiten v. a. bezüglich räumlicher Diversifizierung der Pflegeformen durch Kombination verschiedener Instrumente aus den Programmangeboten (Erschwernisausgleich, Vertragsnaturschutzprogramme etc.). Aufgrund der dünnen Personaldecke der Unteren Naturschutzbehörden

ist eine umfassende Gebiets-Managementplanung, welche die unterschiedlichen Standort- und Produktivitätsverhältnisse verstärkt berücksichtigt, jedoch allenfalls in Einzelfällen realisierbar.

Die Belassung von Bracheanteilen innerhalb eines Flurstücks stößt nach den derzeitigen Richtlinien auf erhebliche Schwierigkeiten. Damit ergeben sich besonders für kleinflächige Streuwiesengebiete, für die höhere Bracheanteile prinzipiell besonders wünschenswert sind (Gefahr des Unterschreitens des Minimalareals von Populationen brachegebundener Arten), große Umsetzungsprobleme. Aus wirtschaftlich durchaus nachvollziehbaren Gründen entfällt das Entgelt bzw. kann eine Rückzahlung gefordert werden, wenn die geförderte Maßnahme nur auf einem Teil der vereinbarten Vertragsfläche erfolgt.

Bei Verträgen über Teilflächen eines Flurstücks oder bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf einer Vertragsfläche (z. B. streifenweise Bewirtschaftung) müssen die Teilflächen sowohl in einem Lageplan dargestellt als auch auf dem Vertragsflurstück selbst durch Abpflockung abgegrenzt werden. Dieser hohe Aufwand schränkt eine breitere Anwendung eines Rotationsmanagements auf Flurstücksebene stark ein.

Eine Turnusmahd lässt sich in Streuwiesengebieten aus mehreren Flurstückspartellen erreichen, wenn z. B. pro Flurstück festgelegt wird, dass innerhalb einer Vertragslaufzeit von 5 Jahren nur dreimal eine Honorierung erfolgt. Damit wird jedoch die räumliche Differenzierung nicht zwangsläufig gesichert, da u. U. in trockenen Jahren alle, in nassen dagegen keine Flächen gemäht werden.

Sofern Lösungsmöglichkeiten im Rahmen der Förderrichtlinien gefunden werden, ist es desweiteren notwendig, einer zu schematischen und „ordentlichen“ Ausführung der Mahd entgegenzuwirken. Allzuoft werden scharfe und über Jahre stabile Mähgrenzen erzeugt, an denen alljährlich gemähte und vieljährige Brachen hart und ohne den tierökologisch besonders wertvollen „limes divergens“ aufeinandertreffen. Auch im Hinblick auf einen höheren Schnitthorizont gilt es Überzeugungsarbeit zu leisten.

Es bedarf der Zusammenarbeit von Fachwissenschaftlern und aller, die mit der Streuwiesenpflege befasst sind, damit die tierökologischen Anforderungen verstärkt berücksichtigt werden!

Literatur

ALBRECHT, M.; M. GOLDSCHALT & R. TREIBER (1999):
Der Heilziest-Dickkopffalter *Charcharodus floccifera* (Zeller, 1847) (Lepidoptera, Hesperidae). Nach. Entom. Ver. Apollo, Supplementum 18. S. 1-256.

ANTHES, N. (2002):
Lebenszyklus, Habitatbindung und Populationsstruktur des Goldenen Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* Rott. im Alpenvorland.- Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Inst. für Landschaftsökologie.

- ANWANDER, H. (1993):
Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich – Floristische und faunistische Untersuchungen auf Streuwiesen Schwabens und Oberbayerns – Teil A & C.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierungen von Schwaben und Oberbayern.
- (1997):
Effizienzkontrolle von Naturschutzprogrammen am Beispiel des Artenhilfsprogrammes für gefährdete Tagfalter der voralpinen Moorregion.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierungen von Oberbayern.
- BRÄU, M.; A. NUNNER, H. PRÖSE, M. COLLING & H. SCHWAIGER (2001):
Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich – Tierökologischer Beitrag zur Optimierung.- Unveröffentlichtes Gutachten der ifuplan GbR im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Außenstelle Nordbayern.
- BRÄU, M.; A. NUNNER & M. SCHWIBINGER (2002):
Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich Auswirkungen von Bracheanteil, Habitatgröße und Vernetzung auf Populationen des Abbiss-Scheckenfalters und weiterer typischer Streuwiesenarten – Projektphase 2002.- Unveröffentlichtes Gutachten der ifuplan GbR im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Außenstelle Nordbayern.
- BRÄU, M. & M. SCHWIBINGER (2000):
Effizienzkontrollen im Klosterland (Loisach-Kochelseemoore) zur Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen. Wiederholungsuntersuchung 2000.- Unveröffentlichtes Gutachten der ifuplan GbR im Auftrag der Regierungen von Oberbayern: 44 S.
- SEBALD, O. (Hrsg.) (1996):
Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, 6. spezieller Teil Spermatophyta, UKL. Asteroida, Valerianaceen bis Asteraceen. Stuttgart: Ulmer
- COLLING, M. (1999):
Untersuchungen an *Vertigo moulinsiana* am Ammerseeufer.- unveröff. Projektbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg; 10 S. + Anhang, Unterschleißheim.
- (2000):
Schutzkonzept für die bayerischen Vorkommen der FFH-Anhangs-arten Schmale Windelschnecke (*Vertigo angustior*), Vierzählige Windelschnecke (*Vertigo geyeri*) und Bauhige Windelschnecke (*Vertigo moulinsiana*).- unveröff. Projektbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg; 19 S. + Anhang, Unterschleißheim.
- (2001):
Untersuchungen zur Verbreitung von *Vertigo moulinsiana* in ausgewählten Bereichen des Starnberger Sees.- Unveröff. Projektbericht im Auftrag der Regierung von Oberbayern; 12 S. + Anhang, Unterschleißheim.
- DOLEK, M.; R. STROHWASSER & A. GEYER (1994):
Wiesmahdhänge in den bayerischen Alpen (Aufacker, Unter- und Oberammergau – ökologischer Vergleich von Nutzungstypen (Weide, Mahd, Brache)- unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierungen von Oberbayern
- EMMET, A. M. & J. HEATH (Hrsg.) (1992):
The Moths and Butterflies of Great Britain and Ireland, Vol. 7, The Butterflies.- Harley Books, Clochester.
- FORD, H. D. & E. B. FORD (1930):
Fluctuations in numbers, and its influence on variation, in *Melitaea aurinia* Rott. (Lepidoptera).- Trans. ent. Soc. Lond. 78: 345-351.
- LIPSKY, H. (1996):
Effizienzuntersuchung von Tagfaltern und ausgewählten Heuschrecken im Bergener Moos und den Egerndacher Filzen (Lr. Traunstein, Oberbayern)- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierungen von Oberbayern
- (1997):
Effizienzuntersuchung von Tagfaltern und ausgewählten Heuschrecken im Bergener Moos und den Egerndacher Filzen (Lr. Traunstein, Oberbayern)- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierungen von Oberbayern
- NIGMANN, U. (1997):
Tierökologische Untersuchungen zum Biotop-Management und zur Biodiversität am Beispiel von Tagfaltern in Feuchtwiesen. Ergebnisse einer dreijährigen Erhebung in ausgewählten Dauerflächen des Frankenwaldes und der Nördlichen Frankenalb.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz
- QUINGER, B.; U. SCHWAB, A. RINGLER, M. BRÄU, R. STROHWASSER & J. WEBER (1995):
Lebensraumtyp Streuwiesen.- In: Bay. StMLU und ANL [Hrsg.]: Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9 (Alpeninstitut GmbH, Bremen): 396 S; München.
- QUINGER, B.; M. BRÄU & M. FAAS (1998):
Zustandserfassung „Ammersee Süd“. Unveröffentlichtes Gutachten der ifuplan GbR im Auftrag der Reg. v. Obb.
- STETTNER, C.; B. BINZENHÖFER, P. GROS & P. HARTMANN (2001):
Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nautithous* – Teil 2: Habitatansprüche, Gefährdung und Pflege. Natur und Landschaft 76(8): 366-376.
- STRÄTZ, C. & H. SCHLUMPRECHT (1999):
Grundlagen zur Erfolgskontrolle des Erschwernisausgleichs: Weichtiere und Tagfalter als Ziel- und Zeigerarten für Pflege und Management von Streuwiesen, Hangquell- und Kalkflachmooren.- Unveröffentlichtes Gutachten des Büros für ökologische Studien GdB (ÖS) im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz
- (2000):
Erfolgskontrolle zum Erschwernisausgleich für die Bewirtschaftung von Streuwiesen in Südbayern. Teilbeitrag stenotope Tagfalterarten. Teilbeitrag Weichtierfauna und Streuwiesenmanagemen.- Unveröffentlichtes Gutachten des Büros für ökologische Studien GdB (ÖS) im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

Anschriften der Verfasser:

Markus Bräu
ifuplan - Institut für Umweltplanung,
Landschaftsentwicklung und Naturschutz GbR
Schleißheimer Str. 156
D-80797 München
e-mail: ifuplan.office@t-online.de

Andreas Nunner
Bioplan Tübingen
Grabenstr. 40
D-72070 Tübingen

Inhalte der jüngsten

Laufener Seminarbeiträge (=LSB):

1/03 Moorrenaturierung – Praxis und Erfolgskontrollen

Fachtagung „Moorrenaturierungspraxis – Echte Chance oder nur Kosmetik?“ am 3./4. Mai 2000

- SCHOPP-GUTH Armin und Christiane GUTH: Moorrenaturierung – Grundlagen und Anforderungen
- EIGNER Jürgen: Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren
- MEIER Walter: Das Moorentwicklungskonzept Bayern
- FRANKL Robert, Monika FETT und Hans SCHMEIDL: Zur Vegetationsentwicklung in zwei naturnahen südbayerischen Hochmooren – Welche Konsequenzen lassen sich für die Renaturierungspraxis ableiten?
- KRISAI Robert: Moorrenaturierung in Österreich – Fallbeispiele
- KÜTTEL Meinrad: Moorrenaturierung in der Schweiz – Rechtliche und administrative Anforderungen

Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22. November 2002

- HAAB Roland und Xaver JUTZ: Konsequenzen aus ersten Hochmoor-Regenerationsprojekten im Kanton Zürich: Konzeption und Umsetzung eines kantonalen Regenerations-Programms
- WACHLIN Volker, Wilfried STARKE und Kornelius J. VEGELIN: Konzeption und erste Ergebnisse eines Monitoringprogramms im Anschluss an das Life-Projekt „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeletalmoores“ 1998-2002
- ZOLLNER Alois: Das Abflussgeschehen von unterschiedlich genutzten Hochmooreinzugsgebieten – untersucht bei Erfolgskontrollen im Rahmen der Moorrenaturierung der Bayerischen Staatsforstverwaltung
- BERNRIEDER Marika: Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten Hoch- und Übergangsmoorflächen in Moos-eurach
- ZEHLIUS-ECKERT Wolfgang, Hans SCHWAIGER und Armin BECKMANN: Monitoring und Erfolgskontrolle im Freisinger Moos
- BRAUN Wolfgang und Cornelia SIUDA: Auswirkungen des Gewässer-Anstaus in einem verheideten Hochmoor nach acht Jahren (Weidfliz, NSG Osterseen im Landkreis Weilheim-Schongau)
- PLEYL Elisabeth: Zentrum für Umwelt und Kultur: 10 Jahre Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen und Erfolgskontrolle in den Loisach-Kochelsee-Mooren
- SORG Ulrich: Erste Erfolge für eine neue Nachhaltigkeit in Süddeutschlands größtem Niedermoor – Donaumoos
- QUINGER Burkhard: Empfehlungen zur Anwendung verschiedener Mahd-Managements für die Pflege der Streuwiesen im bayerischen Alpenvorland
- BRÄU Markus und Andreas NUNNER: Tierökologische Anforderungen an das Streuwiesen-Mahdmanagement mit kritischen Anmerkungen zur Effizienz der derzeitigen Pflegepraxis

2/02 Das Ende der Biodiversität?

Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt und ihrer Bedeutung und der Maßnahmen, dem Aussterben entgegen zu wirken (5. Franz-Ruttner-Symposium)

- SIEBECK Hans Otto: Einführung: Globale Umweltgefährdung und dramatischer Rückgang der Artenvielfalt rütteln die Menschen auf – aus den Anfängen des Naturschutzes entsteht ein weltweites Aktionsprogramm zur Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung
- STORCH Volker: Die Evolution der Vielfalt
- LINSENMAIR Karl Eduard: Die ökosystemare Bedeutung der Biodiversität
- POREMBSKI Stefan: Räumliche und zeitliche Muster der Diversität von Pflanzen
- BAUMGÄRTNER Stefan: Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt
- NACHTIGALL Werner: Bionik – Was ist das?
- NADER Werner: Chemische, biologische und bionische Prospektion: Neue Wege zum Schutz biologischer Vielfalt
- NAUMANN Clas: Ohne die Erhaltung der Biodiversität keine erneuerbaren Ressourcen!
- JAX Kurt: Warum soll Biodiversität geschützt werden? Das Problem der Bewertung der Biodiversität aus umweltethischer Sicht
- HALLE Stefan: Biodiversität braucht Platz!
- PFADENHAUER Jörg: Landnutzung und Biodiversität – Beispiele aus Mitteleuropa
- SCHUMACHER Wolfgang: Was will der Naturschutz und was sind die Leistungen der Landwirtschaft für Naturschutz und Landschaftspflege?
- SIEBECK Hans Otto: Auf dem Weg zu einem Biotopverbund. Untersuchungen – Fakten – Probleme – Empfehlungen

1/02 Beweidung in Feuchtgebieten

Stand der Forschung, Erfahrungen aus der Praxis, naturschutzfachliche Anforderungen

- LUICK Rainer: Möglichkeiten und Grenzen extensiver Weidesysteme – mit besonderer Berücksichtigung von Feuchtgebieten
- RADLMAIR Stefan & Matthias DOLEK: Auswirkung der Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken

- ZAHN Andreas, Andreas LANG, Monika MEINL und Thomas SCHIRLITZ: Beweidung einer Feuchtbrache mit Galloway-Rindern – Flora, Fauna und wirtschaftliche Aspekte einer kleinflächigen Standweide
- SCHMITT Felix: Grüngutverwertung – Weidevieh als Beitrag zur Lösung eines Naturschutzproblems
- KROUPOVA V., E. MATOUSKOVA und J. TRAVNICEK: Beweidung der Feuchtwiesen im Bergland Sumava
- STEIDL Inge: Beweidung von Feuchtgrünland – Ökologische, naturschutzfachliche und betriebsökonomische Aspekte im Landschaftspflegekonzept Bayern (LPK)

3/01 Flusstallandschaften im Wandel:

Veränderung und weitere Entwicklung von Wildflusslandschaften am Beispiel des alpenbürtigen Lechs und der Isar

- STURM Peter: Zusammenfassung der Fachtagungen Vor- und Frühgeschichte:
- KÜSTER Hansjörg: Die Geschichte der Vegetation am Lech seit der letzten Eiszeit
- DRIESCH Angela von den: Die vor- und frühgeschichtliche Tierwelt des Lechtales
- Wildflüsse:
- TOCKNER Klement, James V. WARD, Peter J. EDWARDS, Johannes KOLLMANN, Angela M. GURNELL, Geoffrey E. PETTS: Der Tagliamento (Nordostitalien): Eine Wildflusssau als Modell-Ökosystem für den Alpenraum
- BILL Hans-Christoph: Die Obere Isar – letzte Reste einer bayerischen Wildflusslandschaft

Bedeutung und Entwicklung der Flusstallandschaften von Isar und Lech sowie Naturschutzprojekte zur Sicherung und Wiederherstellung flusstalbegleitender Magerbiozönosen:

- MÜLLER Norbert: Die Bedeutung des Lechtales für den Arten- und Biotopschutz
- GÖPPEL Josef: Lebensraum Lechtal – ein Beispiel für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung
- RIEGEL Günter: Das Projekt „Lebensraum Lechtal“ – Ein Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung am bayerischen Lech
- MENDEL Christian: Historische Bedeutung, Situation und Perspektiven der Schäferei im Lechtal
- QUINGER Burkhard: Restitution von Magerrasen aus alten Magerrasenbrachen der Pupplinger Au (Isar) und Pähler Hardt (Ammerseeraum)
- PFADENHAUER Jörg, Franz-Peter FISCHER, Wolfgang HELFER, Christine JOAS, Rolf LÖSCH, Ulrich MILLER, Christina MILZ, Helmuth SCHMID, Elisabeth SIEREN, Klaus WIESINGER: Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München
- ZAHLEHEIMER Willy A. und Jochen SPÄTH: Neuer Raum für Ried und Haide an der Unteren Isar
- SCHEUERER Martin und Jochen SPÄTH: Die Gefäßpflanzenflora und Magerrasenvegetation des Naturschutzgebietes „Rosenau“ bei Mämming an der Isar sowie Maßnahmen im Rahmen eines LIFE-Projektes zu ihrem Erhalt

2/01 Wassersport und Naturschutz:

Ursprung – Gegenwart – Zukunft

- STETTNER Christian: Zusammenfassung der Fachveranstaltung
- MOSER Wolfram: Wassersport und Naturschutz – Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe
- KAYSER Christian: Entwicklung „alpiner“ Wassersportarten
- SLEIK Hans: Historische Nutzung von Wasserwegen – Die Trift im Saalachtal
- SCHMAUCH Andreas: Auswirkungen des Canyonings auf den Gewässerhaushalt
- MARGRAF Christine: Natur und Wassersport im Konflikt
- AIGNER Klaus: Rechtliche Aspekte der Gewässernutzung
- UITZ Martin: Zur Sozioökonomie des Wassersports in der Tourismusregion Salzburger Land
- CAMELLO Günter: Kommerzielles Rafting und Kanufahren – ein Widerspruch zum Naturschutz
- JÄGER Paul: Freizeitnutzung an Gewässern aus Sicht des Gewässerschutzes
- WESSELY Helga: Initiativen zum Ausgleich zwischen Wassersport und Naturschutz

1/01 Störungsökologie

- STURM Peter: Zusammenfassung der Ergebnisse des Ökologiesymposiums „Störungsökologie“
- MALLACH Notker: Zusammenfassung der Ergebnisse der Fachtagung „Wer macht unsere Wildtiere so scheu?“
- REICHOLF Josef: Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen
- BERGMANN Hans-Heiner und WILLE Volkhard: Flüchten oder gewöhnen?“ – Feindabwehrstrategien wildlebender Tiere als Reaktion auf Störsituationen
- INGOLD Paul: Hängegleiten und Wildtiere
- ZEITLER Albin: Veränderung des winterlichen Raum-Zeit-Musters von Raufußhuhn-Arten durch Skifahrer und die Begrenzung ihrer Folgen
- GEORGI Bertram: Auswirkungen von Freizeitaktivitäten und Jagd auf Wildtiere

- SCHNEIDER-JACOBY Martin: Auswirkungen der Jagd auf Wasservogel und die Bedeutung von Ruhezeiten
- VON LOSSOW Günter: Das Ruhezeitenkonzept für das Ramsar-Gebiet Starnberger See – Erfahrungen und Perspektiven
- GEIERSBERGER Ingrid: Störung rastender Wasservogel in einem Ramsar-Gebiet am Beispiel des Starnberger Sees – eine Zwischenbilanz
- KELLER Verena: Schutzzeiten für Wasservogel – Grundsätze und Erfahrungen aus der Schweiz

4/00 Bukolien –

Weidelandschaft als Natur- und Kulturerbe

- HERINGER Josef: Bukolien – eine Chance für die Weidelandschaft. Ergebnisse des Seminars vom 17./18. Juli 1997 in Steingaden/Langau
- HERRINGER Josef: Deutsches „Cowboy-Land“ – Weiden, Hutungen, Ötzen, Almen, Triften
- WÖBSE Hans Hermann: Weidelandschaft in Kunst und Kultur
- STROHWASSER Peter: Weidelandschaften in der „Münchner Landschaftsmalerei“ des 19. Jahrhunderts
- RADLMAIR Stefan: Geschichte der Weidenutzung von Mooren im Bayerischen Alpenvorland
- WÖLFL Johannes und ZWISSLER Max: Zur Fronreitener Viehweide
- WALDHERR Irene: Nutzungsgeschichte der „Almendweidegebiete“ von Prem und Urspring (Landkreis Weilheim-Schongau) – Relikte einer jahrhundertalten Weidekultur
- SACHTELEBEN Jens: Weiden – zoologische Freilandmuseen? Die Bedeutung von Weideflächen für den zoologischen Artenschutz in Bayern
- DOLEK Matthias: Der Einsatz der Beweidung in der Landschaftspflege: Untersuchungen an Tagfaltern als Zeigergruppe
- SPATZ Günter: Wald – Weide – Haustier: eine Symbiose
- QUINGER Burkhard: Magerrasen-artige Rinderhutweiden des mittleren Bayerischen Alpenvorlandes mit besonderer Berücksichtigung der Weideflächen des Hartschimmelhofes im südöstlichen Ammerseeraum zwischen Andechs und Pähl
- STROHWASSER Ralf: Weidenutzung und Naturschutz im bayerischen Alpenvorland
- LUICK Rainer: Bukolien aus zweiter Hand – oder die Wiederentdeckung Arkadiens
- RINGLER Alfred: Gebietskulisse Extensivbeweidung: Wo kann Beweidung unsere Pflegeprobleme entlasten?

3/00 Aussterben als ökologisches Phänomen

- JOSWIG Walter: Zusammenfassung der Tagung am 6./7. Oktober 1998 in München (Zoologische Staatssammlung)
- REICHOLF Josef H.: Der ganz normale Artentod – Das Aussterben in der Erdgeschichte und in der Gegenwart
- KÜSTER Hansjörg: Werden und Vergehen von Pflanzenarten vom Tertiär bis heute
- VOLK Helmut: Verlust und Rückkehr von Arten – Besonderheiten der Gefährdung und des Schutzes von Arten in den Wäldern
- STURM Peter: Vom Aussterben bedroht: Situation und Bestandentwicklung hochgradig gefährdeter Arten in Bayern
- MÜLLER Paul: Aussterben und die Kunst des Überlebens
- GRIMM Volker: Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche
- STEPHAN Thomas: Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefährdungsanalyse
- DORNDOF Norbert, ARNOLD Walter, FREY-ROOS Fredy, WISEL Christian und GRIMM Volker: Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier
- DRECHSLER Martin: Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe
- FLUHR-MEYER Gerti: Bibliographie: Aussterben als ökologisches Phänomen

2/00 Zerschneidung als ökologischer Faktor

- STURM Peter: Seminarergebnis
- VÖLK Friedrich H. und GLITZNER Irene: Habitaterschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung
- SCHADT Stephanie, KNAUER Felix und KACZENSKY Petra: Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs in Deutschland
- ROTH Mechthild et al.: Habitaterschneidung und Landnutzungsstruktur – Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster mariderartiger Säugetiere
- GEORGI Bertram: Wildtierpassagen an Straßen – Perspektiven für Bayern
- RICHARZ Klaus: Auswirkungen von Verkehrstrassen auf Fledermäuse
- WATERSTRAAT Arno: Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung
- BAUR Bruno: Modellversuche über Lebensraumfragmentierung: Reaktionen von Pflanzen und wirbellosen Tieren
- HENLE Klaus und FRANK Karin: Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften – vom Fallbeispiel zur Faustregel
- BAIER Hermann: Umsetzung des Schutzes von landschaftlichen Freiräumen in der Umweltplanung

1/00 Natur – Welt der Sinnbilder

- HERINGER Josef: Symbolwerte der Natur für den Naturschutz nützen – Zusammenfassung der Tagung am 9. und 10. September 1999 in Neukirchen am Großvenediger
- SEIFRIEDSBERGER Anton: Vom „Elferschloss“ zur „Zwölfkerkuh“ – Phantasiegebilde der Natur in den westlichen Hohen Tauern
- HAID Hans: Symbole: das magische Kulturerbe
- MAYER-TASCH Peter Cornelius: Natur als Symbol
- KIRCHHOFF Hermann: Ursymbole
- MICHOR Klaus: Sinnbilder in der Landschaftsplanung
- FALTER Reinhard: Der Fluss des Lebens und die Flüsse der Landschaft – Zur Symbolik des Wassers
- PÖTSCH Walter: Marke haben oder Marke sein
- GRUBER Konstanze: Ein Netzwerk von Alignements zwischen Kultstätten im Pinzgau/Salzburg
- BAUER Wolfgang: Was sagen uns die Sagen?
- STRAUSS Peter F.: Inwertsetzung kulturlandschaftlicher Symbole
- v. ROSENSTIEL Lutz: Symbol-Marketing zum Nutzen der Natur (Kurzfassung)

6/99 Wintersport und Naturschutz

- STETTMER Christian: Einführung in die Thematik des Seminars
- HINTERSTOISSER Hermann: Schigeschichte: Vom elitären Abenteuer zum Breitensport
- MESSMANN Kuno: Entwicklung des Schisports
- HEISELMAYER Paul: Wintersport als Verursacher von Vegetationsschäden
- NEWESELY Christian und Alexander CERNUSKA: Auswirkungen der künstlichen Beschneidung von Schipisten auf die Umwelt
- REIMOSER Friedrich: Schalenwild und Wintersport
- ZEITLER Albin: Rauhfußhühner und Wintersport
- BAUERBERGER Leo: Bedeutung des Wintersports für den alpinen Raum
- HÖLLER Wilfried: Technische Aspekte des Seilbahn- und Pistenbaus im Einvernehmen mit dem Naturschutz
- SKOLAUT Helmut: Wildbach- und Lawinenschutz unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte
- WITTMANN Helmut: Rekultivierung von Hochlagen
- SCHEUERMANN Manfred: Projekt „Skibergesteigen umweltfreundlich“ (Beitrag des Deutschen Alpenvereins für naturverträgliches Tourenskifahren in den Alpen)

Inhalte der „Berichte der ANL“:

Heft 26 (2002)

Schwerpunkte: Allmende / Wasser / Globalisierung / Naturschutzgeschichte

Grundsatzfragen und Seminarthemen:

Allmende – in alle Hände? Eigentumsformen für eine nachhaltige Entwicklung (ANL-Fachtagung vom 18.-20. April 2002 in Laufen)

- HERINGER Josef: Allmende – Erbe mit Zukunft
Allmende – Geschichte / Problemfelder:
- MARQUARDT Bernd: Gemeineigentum und Einhegungen – Zur Geschichte der Allmenden und deren aktueller Bedeutung
- ERNST Andreas: Kooperation in Allmenden: Anreiz, Wissen und Akzeptanz
Weide-Allmende:
- SCHMITT Felix: Die Allmende ist besser als ihr Ruf: Ökonomische Bedeutung der Weideallmende
- SCHOLLE Dagmar: Institutionelle Voraussetzungen der Allmendeweide
Allmende in den Bereichen Kulturlandschaft und Umweltschutz:
- RODEWALD Raimund: Allmende – Erbe und Chance
- WEBER Gerlind: Die Kulturlandschaft als Allmende neuen Typs
- ITTNER Heidi: Auswirkungen unterschiedlicher Allmende-Konzeptionen auf das Engagement für Umweltschutz – Beispiel Autoverkehr
Genetische Ressourcen – Patentierung und Allmende:
- HEISTINGER Andrea: Kulturpflanzenvielfalt – lokales oder globales Gemeingut?
- LERCH Armin: Genetische Ressourcen als Gemeinschaftsgut
Nachhaltige Wasserversorgung (Vorträge von verschiedenen ANL-Fachtagungen):
- HERINGER Josef: Wasser – Zukunftsthema der Menschheit
Zur Bedeutung von Gemeinschaftseigentum für eine nachhaltige (kommunale) Wasserversorgung:
- HAAKH Frieder: Nachhaltige Wasserversorgung – Daseinsvorsorge und/oder Privatisierung?
- HURLER Konrad: Bayerns kommunale Wasserversorgung im Spannungsfeld zwischen Eigenverantwortlichkeit und Liberalisierung
- SCHÖNAUER Sebastian: „Quellgründe“ gemeindlicher Nachhaltigkeit
Wasserkultur:
- PANDER Joachim: Das Wasser im Dorf lassen – Landschaftsplanung „Ökokonto“ und Kunst
- NEIBER Hans-Christian: Wasser – „kostbarer“ Quellgrund des Lebens
- STRAUSS Peter F.: Wesenhafte Gestaltbildungen des Wassers
- WEINZIERL Hubert: Die neue Wasserkultur

Die Alpen – ein kostbares Wasserschloss (ANL-Fachtagung vom 26.-28. November 2001 in Bad Reichenhall):

- SPEER Franz: Wasserschloss Alpen
- BRAUN Ludwig N.: Wasserspende aus hochalpinen Gebieten
- GÖTTLE Albert: Bayerische Wasserstrategien für die Alpen
- WALLY Stefan: Wasserversorgung und Wasserqualität im Land Salzburg
- SCHAIPP Bernhard: Ergebnisse der Saalachstudie (Zwischenbericht)
- POLLINGER Rudolf: Land- und Wasserwirtschaft – Neue Kooperationen am Beispiel Südtirol

Forschungsarbeiten und sonstige Beiträge:

Regionalbewusstsein/Naturschutzgeschichte:

- FALTER Reinhard: Heimatverbundenheit und Naturschutz – Das Beispiel obere Isar
Artenschutz:
- HÜBNER Gerhard: Fledermauskästen als Ersatzquartiere: Möglichkeiten und Grenzen
Klimaänderung und Katastrophenrisiken:
- BERZ Gerhard: Globale (Un)Wetteraussichten

ANL-Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums / Personal der ANL
- Publikationen – Neuerscheinungen – Publikationsliste

Heft 25 (2001)

25 Jahre ANL

„Wir und die Natur – Naturverständnis im Strom der Zeit“

Wir und die Natur:

Einführung und Überblick:

- HEILAND Stefan: Naturverständnis und Umgang mit Natur
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Naturverständnis der Bevölkerung und des Naturschutzes – ein Gegensatz?

Naturverständnis und Naturverhältnis im Spiegel der Geschichte:

- FALTER Reinhard: Unser Naturverhältnis im Spiegel der Geschichte
- SCHWARZ Astrid E.: „Ganzheit“ in der Ökologie – die Geschichte einer seduktiven Idee
- HABER Wolfgang: Natur zwischen Chaos und Kosmos
- SPANIER Heinrich: Natur und Kultur
- KÜSTER Hansjörg: Entstehung von Landschaft und Kulturräumen: Nutzung und Veränderung der Umwelt in der Technik- und Industriegeschichte
- TRENTIN Peter: Umweltgeschichte und Naturverständnis – Geschichte der Umweltschäden

Moral und Ethik:

- KÖTTER Rudolf: Vom rechten Umgang mit dem Lebendigen. Herausforderungen an die praktische Philosophie unserer Zeit
- VOGT Markus: Naturverständnis und christliche Ethik

Nachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweisen:

- DOBMEIER Gotthard: Umwelt, Mitwelt, Schöpfung – spirituelle Impulse für eine nachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweise
- RATHGEBER Theodor: Sehnsucht nach Wildnis? Landethik und traditionelle Landnutzung bei indigenen Völkern
- REENTS Hans Jürgen: Zum Naturverständnis des biologisch-dynamischen Landbaus
- KOEBLER Michael: Heimat mitgestalten!
- FELDHAUS Stephan: Kulturanthropologische Grundlagen einer Ethik des Verkehrs
- MAYER-TASCH Peter Cornelius: Der ökologische Humanismus der Jahrtausendwende

Überblick der zugrunde liegenden Fachtagungen / Nachwort:

- GOPPEL Christoph: Ein Wort danach

ANL-Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums / Personal der ANL
- Publikationen – Neuerscheinungen – Publikationsliste

Heft 24 (2000)

Schwerpunkt: Regionale Indikatorarten

Grundsatzfragen und Seminarthemen:

Naturschutz als gesellschaftspolitische Aufgabe:

- SOTHMANN Ludwig: Die Rolle des Ehrenamtes im Naturschutz
- HEILAND Stefan: Entwicklung von Naturschutzstrategien
- KILLERMANN Wilhelm: Ganzheitliche Naturschutz- und Umweltbildung (pädagogisch – didaktische Grundlagen)
- WESSELY Helga: Freizeittrends und ihre Auswirkungen auf den Naturschutz

Schwerpunktthema: Regionale Indikatorarten – Stand der Forschung, Aussagekraft, Anwendung (ANL-Fachtagung 26./27. Januar 2000 in Freising):

- SACHTELEBEN Jens: Regionale Indikatorarten: Was bringen sie für die Naturschutzpraxis?
- SCHLUMPRECHT Helmut: Regionalisierung ökologischer Ansprüche bei den Heuschrecken Bayerns

- DORDA Dieter: Regionalisierte Indikatorwerte und autökologische Bioindikation
- WALDHARDT Rainer, SIMMERING Dietmar und OTTE Annette: Standortsspezifische Surrogate und Korrelate der α -Artenendlichkeit in der Grünland-Partenkirchen
- MELZER Arnulf: Wasserpflanzen als Bioindikatoren des Belastungs- und Trophiezustandes bayerischer Seen
Beiträge zur Schalenwilddiskussion (ANL-Fachtagung 10. März 2000 in Garmisch-Partenkirchen):
- REIMOSER Friedrich: Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation: Wildschaden oder Wildnutzen?

Sonstige Forschungsarbeiten:

- KRAMER Stefan: Die Bestandsentwicklung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Bayern von 1991 bis 2000
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Der Einsatz von Bti-Präparaten zur Stechmückenbekämpfung – Hintergründe, Risiken und Bedenken
- FÖCKLER Francis und DEICHNER Oskar: Gewässerökologisch-naturschutzfachliche Untersuchung des Tiefenbaches bei Neötting
- ARMBRUSTER Martin: Indikatoren des Stoffhaushalts von Waldökosystemen (zur Trinkwassernutzung aus Waldgebieten)

ANL – Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums
- Personal der Akademie
- Publikationen – Neuerscheinungen – Publikationsliste

Heft 23 (1999)

Schwerpunkt: Biotopverbund

Grundsatzfragen und Seminarthemen:

Zielbestimmung:

- RINGLER Alfred: Biotopverbund: Mehr als ein wohlfeiles Schlagwort? Rechenschaftsbericht und Zielbestimmung zur Jahrtausendwende
Vorträge im Rahmen der Bayerischen Naturschutztagung (25.-27. Oktober 1999 in Bamberg):

- GUNZELMANN Thomas: Naturschutz und Denkmalpflege – Partner bei der Erhaltung, Sicherung und Pflege von Kulturlandschaften – Kurzfassung (Langfassung im Internet: www.anl.de)
- STROHMEIER Gerhard: Welche Landschaften wollen wir? – Zur Vielfalt von Lebensstilen und zur rasanten Veränderung von Präferenzen für die Landschaft

Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der EU (ANL-Fachtagung 4./5. Februar 1999 in Augsburg):

- HIMMIGHOFFEN Christoph: Die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der Europäischen Union: Rechtliche und fachliche Aspekte (Einführung in die Fachtagung durch den Präsidenten des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz)
- BRENNER Walter: Rechtliche Aspekte der Naturschutzrichtlinien der EU und Vollzugsproblematik
- v. LINDEINER Andreas: Das Konzept der „Important Bird Areas“ der Vogelschutzverbände und ihre Bedeutung für *Natura 2000*
- BRINKMANN Dieter: Welchen Beitrag leistet die Bayerische Staatsforstverwaltung zur Umsetzung der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie?

Musterlösungen im Naturschutz:

- BRENDLE Uwe: Innovative Ansätze im Naturschutz – Musterlösungen als politische Bausteine für erfolgreiches Handeln
Monitoring – Modellierung (ANL-Fachtagung 19./20. November 1999 in Erding)

- SACHTELEBEN Jens: Berechnung von Mindestflächengrößen und der maximal tolerierbaren Isolation im Rahmen des ABSF
- SCHUBERT Rudolf: Grundlagen, Bedeutung und Grenzen des Biotopmonitoring
- CARL Michael: Biomonitoring zur Ökologie und Renaturierung anthropogen veränderter Lebensräume des bayerischen Salzhauens-Ökosystems von Freilassing bis zur Mündung in den Inn

Forschungsarbeiten:

Naturschutzgeschichte:

- FARKAS Reinhard: Zur Geschichte der Gartenbewegung im deutschsprachigen Raum
Stechmücken:
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Stechmückenbesiedlung in Restgewässern des Ampermooses nördl. Inning a. Ammersee (Bavaria) nach dem Pflingthochwasser 1999 (Diptera, Culicidae)
Erfolgskontrollen:
- REBHAN Herbert: Erfolgskontrollen im Naturschutz in Bayern – Ablauf, Ergebnisse und Perspektiven

ANL-Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums / Personal der ANL
- Publikationsliste

Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1-4 (1979)	vergriffen)
Heft 5 (1981)	11,50
Heft 6 (1982)	17,50
Heft 7 (1983)	14,-
Heft 8 (1984)	20,-
Heft 9 (1985)	12,50
Heft 10 (1986)	24,50
Heft 11 (1987)	(vergriffen)
Heft 12 (1988)	(vergriffen)
Heft 13 (1989)	(vergriffen)
Heft 14 (1990)	19,50
Heft 15 (1991)	20,-
Heft 16 (1992)	19,50
Heft 17 (1993)	19,-
Heft 18 (1994)	17,50
Heft 19 (1995)	20,-
Heft 20 (1996)	18,-
Heft 21 (1997)	16,50
Heft 22 (1998)	11,-
Heft 23 (1999) Schwerpunkt: Biotopverbund	9,-
Heft 24 (2000) Schwerpunkt: Regionale Indikatorenarten	7,-
Heft 25 (2001) 25 Jahre ANL „Wir und die Natur – Naturverständnis im Strom der Zeit“	6,-
Heft 26 (2002) Schwerpunkt: Allmende	8,-
Heft 27 (2003) Schwerpunkt: Akzeptanz für Naturschutz	(i.V.)

Beihefte zu den Berichten

Beihefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

Beiheft 1

HERINGER J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S., 129 Fotos 8,50

Beiheft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Elsendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos 11,50

Beiheft 3

SCHULZE E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL 19,-

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL 18,50

Beiheft 4

ZAHLEHEIMER W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. u. Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos 10,50

Beiheft 5

ENGELHARDT W., OBERGRUBER R. und J. REICHHOLF.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. 14,50

Beiheft 6

MELZER A. und G. MICHLER et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. 10,-

Beiheft 7

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Gewässern des Donaumaues Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. 14,-

Beiheft 8

PASSARGE Harro: Avizönosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. 9,-

Beiheft 9

KÖSTLER Evelin und Bärbel KROGOLL: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluss der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie). 74 S., 10 Abb., 32 Tab. 6,-

Beiheft 10

Bibliographie 1977-1990: Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 294 S. 7,50

Beiheft 11

CONRAD-BRAUNER Michaela: Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung – Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Folgen des Stau-stufenbaus 175 S., zahlr. Abb. u. Karten. 22,50

Beiheft 12

Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber. 194 S., 82 Fotos, 44 Abb., 5 Farbkarten (davon 3 Faltkart.), 5 Veg.-tab. 12,-

Landschaftspflegekonzept Bayern

(siehe auch CD-ROM)

Bd. I. Einführung	19,50
Bd. II.1 Kalkmagerrasen	Teil 1 23,- Teil 2 21,50
Bd. II.2 Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken	17,50
Bd. II.3 Bodensaure Magerrasen	20,-
Bd. II.4 Sandrasen	17,50
Bd. II.5 Streuobst	(vergriffen)
Bd. II.6 Feuchtwiesen	(vergriffen)
Bd. II.7 Teiche	14,-
Bd. II.8 Stehende Kleingewässer	18,-
Bd. II.9 Streuwiesen	(vergriffen)
Bd. II.10 Gräben	(vergriffen)
Bd. II.11 Agrotrope	Teil 1 18,- Teil 2 19,-
Bd. II.12 Hecken- und Feldgehölze	22,-
Bd. II.13 Nieder- und Mittelwälder	18,50
Bd. II.14 Einzelbäume und Baumgruppen	16,50
Bd. II.15 Geotope	19,50
Bd. II.16 Leitungstrassen	12,50
Bd. II.17 Steinbrüche	(vergriffen)
Bd. II.18 Kies-, Sand- und Tongruben	16,-
Bd. II.19 Bäche und Bachufer	(vergriffen)

Diaserien

Diaserie Nr. 1
„Feuchtgebiete in Bayern“
50 Kleinbild Dias mit Textheft 75,-

Diaserie Nr. 2
„Trockengebiete in Bayern“
50 Kleinbild Dias mit Textheft 75,-

Diaserie Nr. 3
„Naturschutz im Garten“
60 Dias mit Textheft und Begleitkassette 75,-

Werbung für Naturschutz

Herausgegeben vom „Förderverein der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege“:

- Plakat „Der individuelle Outdoorsportler“ (Wolfsplakat) (+ Versandkosten) 2,50
- Mousepad „Lebensnah, naturnah, NATURSCHUTZ“ (+ Versandkosten) 4,-

Faltblätter (kostenfrei)

- **Blätter zur bayerischen Naturschutzgeschichte**
- Bayerischer Landesausschuss für Naturpflege (1905-1936)
- Persönlichkeiten im Naturschutz: Prof. Dr. Otto Kraus
Johann Ruelß
Gabriel von Seidl
Alwin Seifert

- **Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß**
- **Landschaftspflegekonzept Bayern**
- **Naturnahe Ausflugsziele rund um Laufen**
- **Energiekonzept für das Bildungszentrum der ANL**

Informationen

Informationen 1
Die Akademie stellt sich vor
Faltblatt (in deutscher, englischer oder französischer Sprache) (kostenfrei)

CD-ROM

- **Informationseinheit Naturschutz** 38,-
Die Informationseinheit Naturschutz ist ein Kompendium aus 150 Textbausteinen (jeweils 2-3 Seiten Umfang) und 250 Bildern, die frei miteinander kombiniert werden können. Über Grundlagen des Naturschutzes, Ökologie, Landnutzung, Naturschutz und Gesellschaft, bis hin zum Recht und zur praktischen Umsetzung sind alle wichtigen Bereiche behandelt.

Im Anhang wurden außerdem die „**Informationen 4: Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz**“ mit aufgenommen.

Das neue Medium erlaubt eine einfache und praktische Handhabung der Inhalte. Für den MS-Internet Explorer 4.0 werden mindestens ein 486-Processor, ein Arbeitsspeicher von 8 MB unter Windows 95 bzw. von 16 MB unter Windows NT benötigt.

- **Landschaftspflegekonzept Bayern** 40,50
(Gesamtwerk mit Suchfunktionen)
- **Umweltbildungseinrichtungen in Bayern (2002)** 5,-
(incl. Versandkosten)

Lehrhilfen

Handreichung zum Thema Naturschutz und Landschaftspflege (hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Staatsinstitut für Schulpädagogik und Bildungsforschung, München) 7,-

Bestellung:

Bitte hier und/oder auf der nächsten Seite ankreuzen oder Bestellkarte verwenden!

Ihre Adresse:

.....

Datum, Unterschrift:

.....

Fax 08682/8963-17

Adresse siehe umseitig!

Preise ⇐	Laufener Seminarbeiträge •	Laufener Forschungsberichte ⇐ Preise
----------	----------------------------	--------------------------------------

Laufener Seminarbeiträge (LSB) (Tagungsberichte)	
Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Diese Tagungsberichte sind ab Heft 1/82 in „Laufener Seminarbeiträge“ umbenannt worden.	
2/81 Theologie und Naturschutz 3/82 Bodennutzung und Naturschutz 5/82 Feldhecken und Feldgehölze 6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren 2/83 Naturschutz und Gesellschaft 6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen 7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz 2/84 Ökologie alpiner Seen 3/84 Die Region 8 - Westmittelfranken 7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes 2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur 3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft 4/85 Naturschutz und Volksmusik 1/86 Seminarergebnisse der Jahre 81 - 85 2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose 3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete 4/86 Integrierter Pflanzenbau 5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985 Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986 6/86 Freileitungen und Naturschutz 7/86 Bodenökologie 9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz 10/86 Biotopverbund in der Landschaft 1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden 2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik 3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft 4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe 5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken 1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner 3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere 1/89 Greifvogelschutz 2/89 Ringvorlesung Naturschutz 3/89 Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987 Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988 4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz? 1/90 Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie 2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz 3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD 4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung 5/90 Aufgaben und Umsetzung des landschaftspflegerischen Begleitplanes 6/90 Inhalte und Umsetzung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) 1/91 Umwelt/Mitwelt/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz 2/91 Dorfökologie: Bäume und Sträucher 3/91 Artenschutz im Alpenraum 4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flussauen in Europa 5/91 Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz 6/91 Länderübergreifende Zusammenarbeit im Naturschutz (Begegnung von Naturschutzfachleuten aus Bayern und der Tschechischen Republik) 7/91 Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz 1/92 Ökologische Bilanz von Stauräumen 3/92 Naturschonender Bildungs- und Erlebnistourismus 4/92 Beiträge zu Natur- und Heimatschutz 5/92 Freilandmuseen – Kulturlandschaft – Naturschutz	2,50 4,- 12,50 4,50 4,- 4,50 7,- 7,- 7,50 8,- 5,- 9,50 5,- 3,50 8,- 6,- 6,50 5,- 5,- 8,50 8,50 2,50 11,50 6,- 6,- 7,50 7,50 5,- 5,50 5,- 3,- 6,- 5,50 6,- 3,- 3,- 5,50 6,- 11,50 10,50 4,50 8,50 7,- 7,50 8,- 10,50 7,50

1/93 Hat der Naturschutz künftig eine Chance? 2/93 Umweltverträglichkeitsstudien – Grundlagen, Erfahrungen, Fallbeispiele 1/94 Dorfökologie – Gebäude – Friedhöfe – Dorfränder, sowie ein Vorschlag zur Dorfbiotopkartierung 2/94 Naturschutz in Ballungsräumen 3/94 Wasserkraft – mit oder gegen die Natur 4/94 Leitbilder Umweltqualitätsziele, Umweltstandards 1/95 Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung? 2/95 Bestandsregulierung und Naturschutz 3/95 Dynamik als ökologischer Faktor 4/95 Vision Landschaft 2020 2/96 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung – Praxis und Perspektiven 3/96 Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung 4/96 GIS in Naturschutz und Landschaftspflege 6/96 Landschaftsplanung – Quo Vadis? Standortbestimmung und Perspektiven gemeindlicher Landschaftsplanung 1/97 Wildnis – ein neues Leitbild? Möglichkeiten ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa 2/97 Die Kunst des Luxurierens 3/97 3. Franz-Rüttner-Symposium: Unbeabsichtigte und gezielte Eingriffe in aquatische Lebensgemeinschaften 4/97 Die Isar – Problemfluss oder Lösungsmodell? 5/97 UVP auf dem Prüfstand 1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung 2/98 Schutz der Genetischen Vielfalt 3/98 Deutscher und Bayerischer Landschaftspflege tag 1997 4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – Quo vadis? 5/98 Schutzgut Boden 6/98 Neue Aspekte der Moornutzung 7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz 8/98 Zielarten, Leitarten, Indikatorarten 9/98 Alpinismus und Naturschutz: Ursprung – Gegenwart – Zukunft 1/99 Ausgleich und Ersatz 2/99 Schön wild sollte es sein 3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen 4/99 Lebensraum Fließgewässer – Charakterisierung, Bewertung und Nutzung (4. Franz-Rüttner-Symposium) 5/99 Natur- und Kulturräum Inn/Salzach 6/99 Wintersport und Naturschutz 1/00 Natur – Welt der Sinnbilder 2/00 Zerschneidung als ökologischer Faktor 3/00 Aussterben als ökologisches Phänomen 4/00 Bukolien – Weideland als Natur- und Kulturerbe 1/01 Störungsökologie 2/01 Wassersport und Naturschutz 3/01 Flusslandschaften im Wandel: Veränderung und weitere Entwicklung von Wildflusslandschaften am Beispiel des alpenbürtigen Lechs und der Isar 1/02 Beweidung in Feuchtgebieten 2/02 Das Ende der Biodiversität? Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt (5. Franz-Rüttner-Symposium) 1/03 Moornaturierung	5,- 9,- 12,50 8,- 9,50 11,- 7,50 8,- 7,50 12,- 11,- 7,50 9,- 9,50 9,50 7,- 6,50 9,50 11,50 8,50 14,- 8,50 9,50 9,- 6,- 9,50 7,50 8,- 7,- 8,50 8,- 9,50 7,50 6,- 6,- 6,- 7,- 8,- 8,50
---	--

Forschungsbericht 3 HÖLZEL Norbert: Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen Forschungsbericht 4 HAGEN Thomas: Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura; Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition Forschungsbericht 5 LOHMANN Michael und Michael VOGEL: Die bayerischen Ramsargebiete – Eine kritische Bestandsaufnahme der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Forschungsbericht 6 WESSELY Helga und Rudi SCHNEEBERGER: Outdoorsport und Naturschutz (Motivationsanalyse von Outdoorsportlern) Forschungsbericht 7 BADURA Marianne und Georgia BUCHMEIER: Der Abtsee. Forschungsergebnisse der Jahre 1990-2000 zum Schutz und zur Entwicklung eines nordalpinen Stillgewässers Forschungsbericht 8 Die Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß. Forschungsergebnisse	11,50 10,50 7,- 8,50 4,50 (i.V.)
--	---

Bestellung:

Bitte hier und/oder auf der vorherigen Seite ankreuzen oder Bestellkarte verwenden!

Ihre Adresse:

.....

.....

.....

Datum, Unterschrift:

.....

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Postfach 1261
D-83406 Laufen/Salzach
Tel. 0 86 82/89 63-32
Fax 0 86 82/89 63-17
www.anl.de
e-mail: bestellung@anl.bayern.de

1. BESTELLUNGEN
 Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden. Bitte den Bestellungen kein Bargeld, keine Schecks und keine Briefmarken beifügen; Rechnung liegt der Lieferung jeweils bei. Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferung können innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN
 Bei Abnahme von 10 und mehr Exempl. jew. eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10% gewährt. Die Kosten für die Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig. Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsoberkasse München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die der Lieferung beigefügten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

Laufener Forschungsberichte	
Forschungsbericht 1	
JANSEN Antje: Nährstoffökologische Untersuchungen an Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von voralpinen Kalkmagerrasen und Streuwiesen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Vegetationsänderungen	10,-
Forschungsbericht 2	
(versch. Autoren): Das Haarmoos – Forschungsergebnisse zum Schutz eines Wiesenbrütergebietes	12,-