



Berichte der ANL

13

ANL

AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE

Berichte der ANL

13 1989

Herausgeber:
Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege
Postfach 1261
D-8229 Laufen/Salzach
Telefon 0 86 82/70 97 - 70 98

Schriftleitung und Redaktion:
Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfälti-
gungen – auch auszugsweise –
aus den Veröffentlichungen der
Akademie für Naturschutz und
Landschaftspflege sowie die
Benutzung zur Herstellung anderer
Veröffentlichungen bedürfen der
schriftlichen Genehmigung unseres
Hauses.

ISSN 0344-6042
ISBN 3-924374-52-X

Inhalt		Seite
Landschaftsökologische und -ästhetische Funktionen von Hecken und deren Flächenbedarf in süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften	Johannes MÜLLER	3- 58
Konzept eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms für Kryptogamengesellschaften	Hermann MUHLE und Peter POSCHLOD	59- 76
Die Vegetation der Bahnhöfe im Raum München – Mühldorf – Rosenheim	Anna MATTHEIS und Anette OTTE	77-143
Zur Ökologie von Stichling <i>Gasterosteus aculeatus</i> L., Bitterling <i>Rhodeus sericeus amarus</i> Bloch 1782 und Moderlieschen <i>Leucaspius delineatus</i> (Heckel 1843) – drei bestandsbedrohten, einheimischen Kleinfischarten	Jochen SCHAUMBURG	145-194
Kleinflächige Vogelbestandsaufnahmen im Auwald an der unteren Isar als Mittel zur Beweissicherung: Ergebnisse und Probleme	Helgard REICHHOLF-RIEHM	195-203
Veränderungen des Brutbestandes ausgewählter Vogelarten (1965-1989) der „Glender Wiesen“ (Stadt Coburg, Oberfranken) in Abhängigkeit vom Strukturwandel in der Landwirtschaft – Bedeutung des Gebietes für den Artenschutz heute	Frank REISSENWEBER	205-215
Erfolgreiche Umsiedlung einer Wochenstubenkolonie der Kleinen Hufeisennase (<i>Rhinolophus hipposideros</i>) – Zum aktuellen Status der Art in Bayern	Klaus RICHARZ	217-228
Wie stark sind unsere einheimischen Fledermäuse mit chlorierten Kohlenwasserstoff-Pestiziden belastet?	Bettina KRUG	229-237
Palökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Rachelsee (Bayerischer Wald)	Johanna KADLUBOWSKA und Günther MICHLER	239-260
Die Bedeutung der Biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz im Grünland	Detlef MAHN und Anton FISCHER	261-275
Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege	Martin HUNSDORFER	277-280
Überlegungen zu einer Zielkonzeption des Naturschutzes für das NSG „Grainberg-Kolbenstein“ und Umgebung (Raum Karlstadt, Lkr. Main-Spessart)	Rainer HESS und Gabriele RITSCHEL-KANDEL	281-289
Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Region 13 – Landshut	Bernd STÖCKLEIN	291-299
Die Gewässer der Region 13 – Landshut und ihre Probleme	Heinz SCHULTE	301-304
Naturverständnis und Naturschutz – ein erzieherisches Problem	Ernst-Gerhard BURMEISTER	305-307
Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1988 mit den Ergebnissen der Seminare		309-329
Forschungstätigkeit der ANL		330-331
Mitglieder des Präsidiums und des Kuratoriums Personal der ANL		332
Publikationsliste		333-335

Landschaftsökologische und -ästhetische Funktionen von Hecken und deren Flächenbedarf in Süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften

Johannes Müller

Inhaltsverzeichnis:	Seite
1. Einführung	3
2. Landschaftsökologische Probleme Süddeutscher Intensiv-Agrarlandschaften	5
3. Landschaftsökologische und ästhetische Funktionen von Hecken in Süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften	11
3.1 Funktion Wassererosionsschutz	12
3.2 Funktion Windschutz	16
3.3 Funktion Verdunstungsschutz	19
3.4 Biotopfunktion für die Flora	21
3.5 Biotopfunktion für die Fauna	24
3.6 Stabilisierungsfunktion im Agrarökosystem	26
3.7 Landschaftsästhetische Funktion	30
3.8 Gesamtwirkung der landschaftlichen Funktionen von Hecken	34
4. Ertragsbeeinflussung und funktionsabhängiger Flächenbedarf	35
5. Fallbeispiel	43
6. Zusammenfassung	51
7. Literatur	52

1.1 Warum Hecken in der Landschaft?

Häufig wird die Landschaft und ihre Nutzung durch den Menschen aus sehr einseitigen Blickwinkeln heraus gesehen: entweder im Sinne einer Ausbeutung (Bodenschätze, Intensivlandwirtschaft) oder eines weitestgehenden Schutzes durch Ausschluß möglichst allen menschlichen Einflusses (Naturschutzgebiet, undifferenziertes „Zurück-zur-Natur“).

Es existiert jedoch in Mitteleuropa praktisch keine reine Naturlandschaft im Sinne von unberührt bzw. unbeeinflusst durch den Menschen. Die Landschaft stellt hier das Produkt aus natürlichen Grundlagen einerseits und menschlichem Einwirken andererseits dar.

Eine behutsame anthropogene Beeinflussung der Umwelt kann durchaus im positiven Sinn als Gestaltung betrachtet werden. Die (überlebensnotwendige) Nutzung der Landschaft über Jahrtausende führte zu einer Bereicherung der Biotop- und Artenvielfalt, der Strukturvielfalt und des Landschaftsbildes. In der enormen Vielgestaltigkeit und Kleingekammertheit der europäischen Kulturlandschaften kommt nicht nur ein wesentlicher Teil der kulturellen Differenzierung zum Ausdruck, sondern sie spiegelt ebenso die überaus sensible Reaktion des Menschen auf seine Umwelt wider.

Dagegen kam es in jüngerer Zeit durch Vereinheitlichung der Nutzungen, Rationalisierung der Bewirtschaftungsmethoden und weitgehende Meliorationsmaßnahmen zu einer Vereinheitlichung und Verarmung der Kulturlandschaft. Damit verbunden ist ein dramatischer Rückgang an Biotopen, ein rasanter Artenschwund, sprunghaft ansteigende Erosion und eine Destabilisierung des Ökosystems, insbesondere in den Intensiv-Agrarlandschaften.

Eine vermehrte Ausweisung von Schutzgebieten, d.h. die räumliche Trennung intensiv genutzter Be-

reiche einerseits und relativ naturnaher Gebiete andererseits, worauf z.B. das Flächenstilllegungsprogramm der EG aber auch die heutige Regional- und Landesplanung hinauslaufen, kann diesen Problemen nicht begegnen, sondern wird sie, durch die Konzentration und weitere Intensivierung in den Gunstgebieten, sogar noch verstärken.

Notwendig ist vielmehr eine Integration beider Nutzungen mit dem Ziel eines stabileren Ökosystems und verringerter Landschaftsschäden allgemein.

Um diesem Ziel näherzukommen, ist eine Vielzahl aufeinander abgestimmter Maßnahmen nötig, deren Auswirkungen meistens deshalb so schwierig abzuschätzen sind, weil sie sich auf zahlreiche Partialekomplexe des landschaftlichen Ökosystems zugleich auswirken. Ein gutes Beispiel dafür stellen Hecken dar, denn sie entspringen anthropogener Landschaftsgestaltung und wirken über vielfache Funktionen auf den Landschaftshaushalt ein.

Am Beispiel der Hecken zeigt sich deutlich, wie wichtig bei umweltbezogenen Untersuchungen eine synoptische Betrachtung ist, die nicht nur einzelne Funktionen beleuchtet, sondern ebenso lokale Charakteristika, Nebenwirkungen, gegenseitige Beeinflussungen und vor allem die resultierende Gesamtwirkung berücksichtigt. Deshalb sollte jeder Landschaftsplan, jede Flurbereinigung, jede Schutzgebietsausweisung, jedes Vernetzungskonzept und jede Renaturierungsmaßnahme, die den Charakter und den Haushalt der Landschaft beeinflussen, durch diesbezügliche integrierende Untersuchungen begleitet werden. Hieraus ergibt sich auch die Fragestellung, unter der das vorliegende Thema bearbeitet wurde.

Dieser Artikel basiert auf einer Diplomarbeit über Heckenfunktionen auf den Mainfränkischen Gäulächen, für deren Betreuung Herrn Prof. Dr. A. SKOWRONEK, Bonn, an dieser Stelle nochmals gedankt sei. Herrn Prof. Dr. D. BUSCHE, Würzburg, möchte ich für fachliche Ratschläge bei der Abfassung dieses Artikels danken.



Abbildung 1

„Heckenlandschaften sind keineswegs nur ein technisches Mittel der Landeskultur, etwa zur Minderung der Windwirkung, sondern ein **Kulturlandschaftstyp**, zu dessen Verständnis die Gesamtheit der natürlichen, landschaftsökologischen, agrargeographischen, betriebswirtschaftlichen und kulturgeschichtlichen Zusammenhänge gesehen werden muß“ (TROLL, 1951, S.106; Hecken im Lößgebiet im Bereich des oberen Taubertals).

1.2 Fragestellung

Wer sich näher mit den Funktionen von Hecken im Landschaftsökosystem befassen will, muß leider feststellen, daß es in fünf Bereichen in der Literatur größere Lücken gibt.

Im Vergleich zu den norddeutschen Knicks ist für süddeutsche Hecken die Literaturlage allgemein eher dürftig.

Untersuchungen zu Einzelfunktionen oder Zusammenstellungen mehrerer Funktionen schenken den eminent wichtigen Interdependenzen in der Regel überhaupt keine Beachtung.

Häufig werden regionale Unterschiede oder Besonderheiten zu wenig berücksichtigt, obwohl je nach Landschaftstyp die Bedeutung der einzelnen Funktionen schwankt und die Bewertung keinesfalls einheitlich sein kann (z.B. bei der Erhöhung der Bodenfeuchte).

Meistens wird in der Naturschutzliteratur übergangen, daß Hecken die einer Kulturlandschaft ureigene Nutzung auch negativ beeinflussen (Wurzelkonkurrenz, Flächenbedarf). Gerade die mangelnde Auseinandersetzung mit diesem Aspekt macht es kurzfristig profitorientiert Denkenden leicht, alle ökologischen Argumente vom Tisch zu wischen.

Die Forschungen darüber, in welcher Weise Hecken das ästhetische Empfinden des Menschen beeinflussen und welche Rückwirkungen dies auf die Einstellung des Menschen zur Landschaft hat, stecken noch in den ersten Anfängen.

Um die mögliche Rolle von Hecken im landschaftlichen Ökosystem zu bestimmen müssen folgende Fragenkomplexe untersucht werden:

- Welcher Art sind die natürlichen Gegebenheiten des betreffenden Landschaftstyps oder Landschaftsausschnitts?
- Welche ökologischen Probleme ergeben sich aus der Kombination dieser Grundlagen und der anthropogenen Nutzung?
- Welche dieser ökologischen Defizite lassen sich zu welchem Grad mit Hecken ausgleichen?
- Welche Eigenschaften machen Hecken dafür geeignet und über welche Mechanismen wirken sie?
- Welche Anforderungen an den Aufbau von Hecken ergeben sich und welche Unterschiede bestehen hierbei zwischen den einzelnen Funktionen?
- Welche Anforderungen an Dichte und Struktur des Heckennetzes ergeben sich daraus?
- Welche Zusammenhänge bestehen zwischen landschaftsökologischer und landschaftsästhetischer Wirkung und zur historisch gewachsenen Heckenstruktur?
- In wieweit bestehen Interdependenzen zwischen den einzelnen Funktionen und wie sieht die Gesamtwirkung/-beurteilung aus?
- Welche Auswirkungen haben Hecken daneben auf den Ertrag benachbarter Felder und welche Flächen benötigt ein auf ökologische Zwecke ausgerichtetes Heckennetz?
- Wie verändert sich die Bedeutung der verschiedenen Heckenfunktionen kleinräumig innerhalb eines bestimmten Gebietes, welche funktionalen Überlappungen gibt es und wie lassen sie sich zu einem flächendeckenden Heckensystem integrieren?

Gesamtziel ist die Überprüfung der Möglichkeit, ob sich ökologische Stabilität, intensive ökonomische Nutzung und ein ästhetisch ansprechendes, historisch gewachsenes Landschaftsbild miteinander verbinden lassen.

2. Landschaftsökologische Probleme Süddeutscher Intensiv-Agrarlandschaften

Die Problematik der landschaftsökologischen Funktionen von Hecken ist dermaßen komplex, daß allgemeine Zusammenstellungen ohne räumlichen Bezug diffus bleiben müssen. Um über die Vorteile einer Ausstattung mit Hecken konkrete Aussagen machen zu können, ist es vielmehr notwendig, sich auf einen landschaftsökologisch einigermaßen homogenen Raum zu beschränken. Hierbei bieten sich zwei unterschiedliche Ansätze an.

Einerseits ist die Betrachtung intakter Kulturlandschaften möglich, deren ökologische Zusammenhänge jedoch relativ gut untersucht sind. Hier drohen eher Probleme durch den Wegfall des anthropogenen Beeinflussungsfaktors infolge Rückzugs der Landwirtschaft aus Grenzertragsgebieten.

Andererseits zeigen sich gerade in den intensiv genutzten Agrargebieten die landschaftsökologischen Probleme ausgeräumter Fluren immer deutlicher. Hier fehlen jedoch weitgehend schlüssige realistische Konzepte zur Verbesserung und anwendungsorientierte Strategien zur Umsetzung.

Die Intensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands sind hinsichtlich ihrer Naturausstattung, Grad und Art ihrer anthropogenen Nutzung und der Genese ihrer Heckenstruktur (Gäuland-Hecken) miteinander vergleichbar. Weitgehende Übereinstimmung besteht insbesondere auch hinsichtlich ihrer Landschaftsschäden, woraus sich (der Begriff) "Intensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands" problemorientiert definieren läßt.

Die landschaftsökologischen Hauptprobleme können daher zusammengefaßt in diesem Kapitel umrissen werden. Für lokale Fragestellungen ergeben sich freilich weit stärker zu differenzierende Probleme, die für ein Konzept eines Heckensystems viel genauer zu analysieren wären.

2.1 Erosion durch Wasser

Sämtliche weiträumigen intensiv genutzten Agrarlandschaften Süddeutschlands befinden sich in den Gäugebieten. Dies mag man auch auf die im Vergleich zu engen Mittelgebirgstälern leichtere Bodenbearbeitung zurückführen. Die wichtigste Ur-

sache ist jedoch der hier vorkommende Löß, auf dem sich die fruchtbarsten und am besten zu bearbeitenden Böden Mitteleuropas bildeten.

Der Löß muß somit als die wohl wichtigste Grundlage und als das wertvollste Kapital der heimischen Landwirtschaft angesehen werden. Das Hauptproblem ist seine hohe Erosionsanfälligkeit, die unter dem Aspekt der absoluten Endlichkeit dieses glazigen Sediments gesehen werden muß. Die Erosion gefährdet die Bodenfruchtbarkeit im Löß auf zweierlei Weise.

Kurzfristig: Herabsetzung der Bodenfruchtbarkeit

Die Fruchtbarkeit von Lößböden ist neben der günstigen Kornstruktur und Mineralzusammensetzung in erster Linie an den Ton-Humus-Komplex gebunden. Durch ihre hohe Kationen-Austauschkapazität wirkt er als steuernder Speicher der für die Pflanzen lebenswichtigen Minerale und des Bodenwassers.

Die Erosion des Lösses ist schon bei Neigungen von nur 1 % meßbar (MEIER und SCHWERTMANN, 1981, S. 191) und wird ab 3 % zur ersten Gefahr (a.a.O.; WITTMANN, 1982, S. 99). Sie führt zur Abtragung des natürlich gewachsenen Bodens mit mehreren Horizonten (normalerweise Parabraun-erde) bis schließlich eine Pararendzina übrigbleibt, die nur noch aus einem Pflughorizont (Ap) über anstehendem Löß besteht.

Der dadurch bedingte Mangel an Tonmineralen macht sich in geringerer Durchwurzelungstiefe, reduzierter nutzbarer Feldkapazität, herabgesetzter Bodenfruchtbarkeit und verminderter Erträge bemerkbar, was sich in der niedrigeren Bodenwertzahl deutlich ausdrückt (vgl. hierzu Tab. 1).

Doch auch im Akkumulationsbereich ist der Mineralgehalt kaum höher, wie eine Untersuchung des Amtes für Landwirtschaft und Bodenkultur Würzburg (1980) ergab (ausführl. zit. bei MÜLLER, 1988, S. 41-44). Offensichtlich werden sie dort nicht im Boden gehalten, sondern gleich in den Vorfluter weitertransportiert. Nur die im Bt Horizont eines gesunden Bodenprofils konzentrierten Tonminerale können Mineralstoffe in größerem Ausmaß speichern.

Mittelfristig: irreversible Lößerosion

Bei weiter fortschreitender Erosion kann schließlich der gesamte Löß-Vorrat aufgezehrt werden und der Untergrund zu Tage treten, was bereits bei Mergeln (z.B. im Kraichgau) zu einer kräftigen Ertragseinbuße führt. Teilweise treten dann aber Gesteine zutage, die rentablen Ackerbau völlig un-

Tabelle 1:

Vergleich von Bodenfruchtbarkeit und Ertrag von Parabraunerde und Pararendzina auf Löß (zusammengestellt nach Bay. Landesanstalt für Bodenkultur, o.J. und (Ertragswerte) Amt f. Landw. u. Bodenkultur Würzburg, 1980).

	Parabraunerde	Pararendzina
maximaler Tongehalt (Horizont)	34 % (im Bt)	20 % (im Ap) (-41 %)
Effektive Durchwurzelungstiefe	100 cm	60 cm (-40 %)
Nutzbare Feldkapazität/Dwtiefe	196 mm	141 mm (-28 %)
Bodenwertzahl	72-74 (-80)	63-65
Ertrag Winterweizen *)	60 dt/ha	50 dt/ha (-17 %)
Ertrag Sommergerste *)	50 dt/ha	45 dt/ha (-10 %)
Ertrag Zuckerrüben *)	650 dt/ha	550 dt/ha (-15 %)

*) gemessen in einem Lößgebiet bei Würzburg

möglich machen, etwa der Muschelkalk der schwäbisch-fränkischen Gäuflächen.

Schon auf mäßig geneigten Hängen muß unter heutigen ackerbaulichen Bedingungen mit Abtragswerten zwischen 15 und 30 Tonnen pro Hektar gerechnet werden, was einer flächenhaften Profilverkürzung von 1 bzw. 2 mm pro Jahr oder 1-2 Meter im Jahrtausend entspricht (SCHWERTMANN, 1982, S.10).

Die Lößmächtigkeiten sind insgesamt sehr unterschiedlich. Selten werden jedoch über 5 m erreicht (RUTTE, 1981, S. 239). Zudem muß davon ausgegangen werden, daß der Löß ein präexistentes Relief verhüllte, welches sehr viel bewegter war (SKOWRONEK, 1982, S. 103). Man muß folglich von internen Mächtigkeitsunterschieden des Lösses auch auf den heute noch einheitlich aussehenden Flächen ausgehen. In jedem Fall aber dünnt die Lößdecke an den Talkanten und auf konvex gewölbten Relieftteilen aus. Sie wird also nicht nur von oben, sondern auch von der Seite her laufend reduziert.

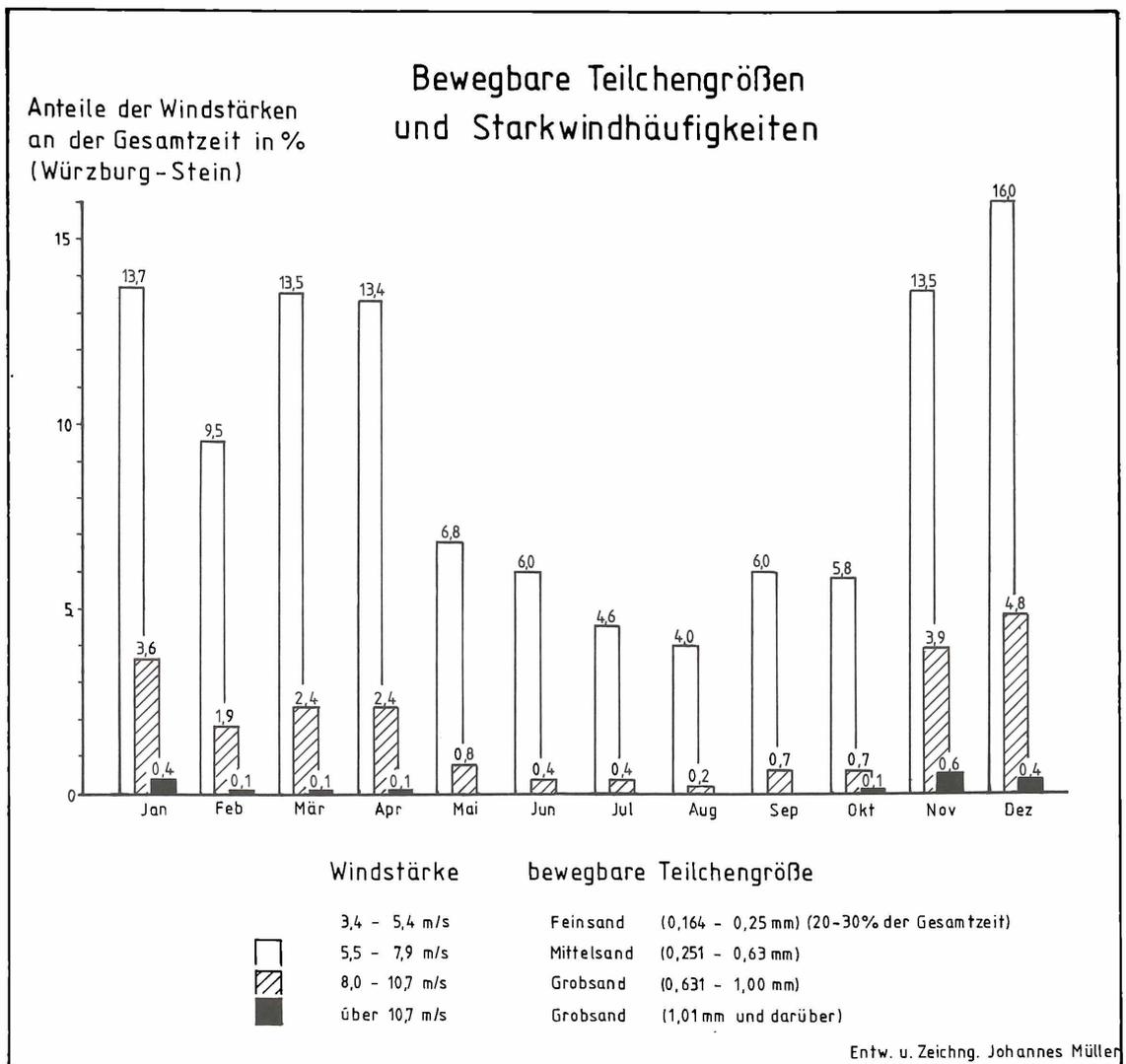
Daß diese Gefahren ein höchst aktuelles Problem darstellen, zeigen Vergleiche mit der Reichsbodenschätzung, die z.B. teilweise Löß angibt, wo er heute, ein halbes Jahrhundert später, bereits fehlt.

2.2 Erosion durch Wind

Sicherlich spielt die Erosion durch Wind in Norddeutschland eine gewichtigere Rolle, wo die Windschutzfunktion von Hecken mit an erster Stelle steht und auch gut untersucht ist. Wenn auch in Süddeutschland die Erosion durch Wasser sicherlich als gravierender einzustufen ist, so muß man die Winderosion trotzdem auch in den weiträumigen Beckenlagen Süddeutschlands als ernstzunehmende Gefahr einstufen, wenn man die Erodierbarkeit des Substrates und die langen Brachzeiten im herbizidunterstützten Ackerbau mit berücksichtigt.

Pflanzen werden vornehmlich im Keimlingsstadium durch das Abschmirmeln mit Feinsand, das Freiwehen oder Zudecken geschädigt. Hier sind neben Feinsämereien wie Gemüsearten besonders die in Gunstlagen häufig angebauten Zuckerrüben betroffen (SCHWERTDFEGER, 1982, S. 38).

Die Gefahr der Winderosion geht in Süddeutschland hierbei selten von massiven Verlagerungen aus, aber es muß „angenommen werden, daß für die Ausblasungsflächen stets die nährstoffreichen Schluff-, Ton- und Humusanteile verloren gehen“ (SCHWERTDFEGER, 1982, S. 39). Aus Fig. 1 ist



Figur 1

Windstärken als Anteile der Gesamtzeit (Station Würzburg Stein, Dauermessung 1.1971-12.1980) und Bewegbarkeit ungeschützter Bodenteilchen. Aus dem Verhältnis der Werte wird die Notwendigkeit von bodenschützenden Maßnahmen deutlich: Erhöhung des Anteils verkittender Ton-Humus-Partikel, Erhaltung der Restbodenfeuchte, direkter Windschutz.

das Verhältnis zwischen bewegbarer Teilchengröße und den dafür notwendigen Windstärken ersichtlich.

Während im Sommer starke Winde unbedeutend sind, erreicht im Winterhalbjahr (Nov.-Apr.) der Wind zu 15 % der Gesamtzeit die nötige Stärke, um sogar Mittelsand zu verlagern. Zwischen 3 und 5 % des Windes ist so stark (über 8 m/sek.), daß er Grobsand forttragen kann. Von November bis Januar treten Windstärken über 10 m/sek. mit einer Häufigkeit von 6 bzw. 4 Promille auf, die sogar Grobsand bis 2 mm Durchmesser umlagern können.

Wieviel Boden der Wind letztlich erodieren kann, hängt jedoch davon ab, inwieweit die Bodenpartikel zusammengehalten werden. Hier zeigen sich Zusammenhänge zur Bodenqualität, Bodenbearbeitung und Bodenfeuchte, sämtlich Problembereiche der intensiv genutzten Lößgebiete. Die verkitenden und feuchtigkeitspeichernden Ton- und Humuspartikel sind erosionsgefährdet und zu Zeiten der stärksten Winde im Frühjahr und Herbst liegt der Boden bei geringen Niederschlägen oft völlig ungeschützt da (Sommersaaten). Nachdem sich diese Verhältnisse bei heutiger Nutzung nicht

völlig vermeiden lassen, sind zusätzliche Maßnahmen des direkten Windschutzes in jedem Fall sinnvoll.

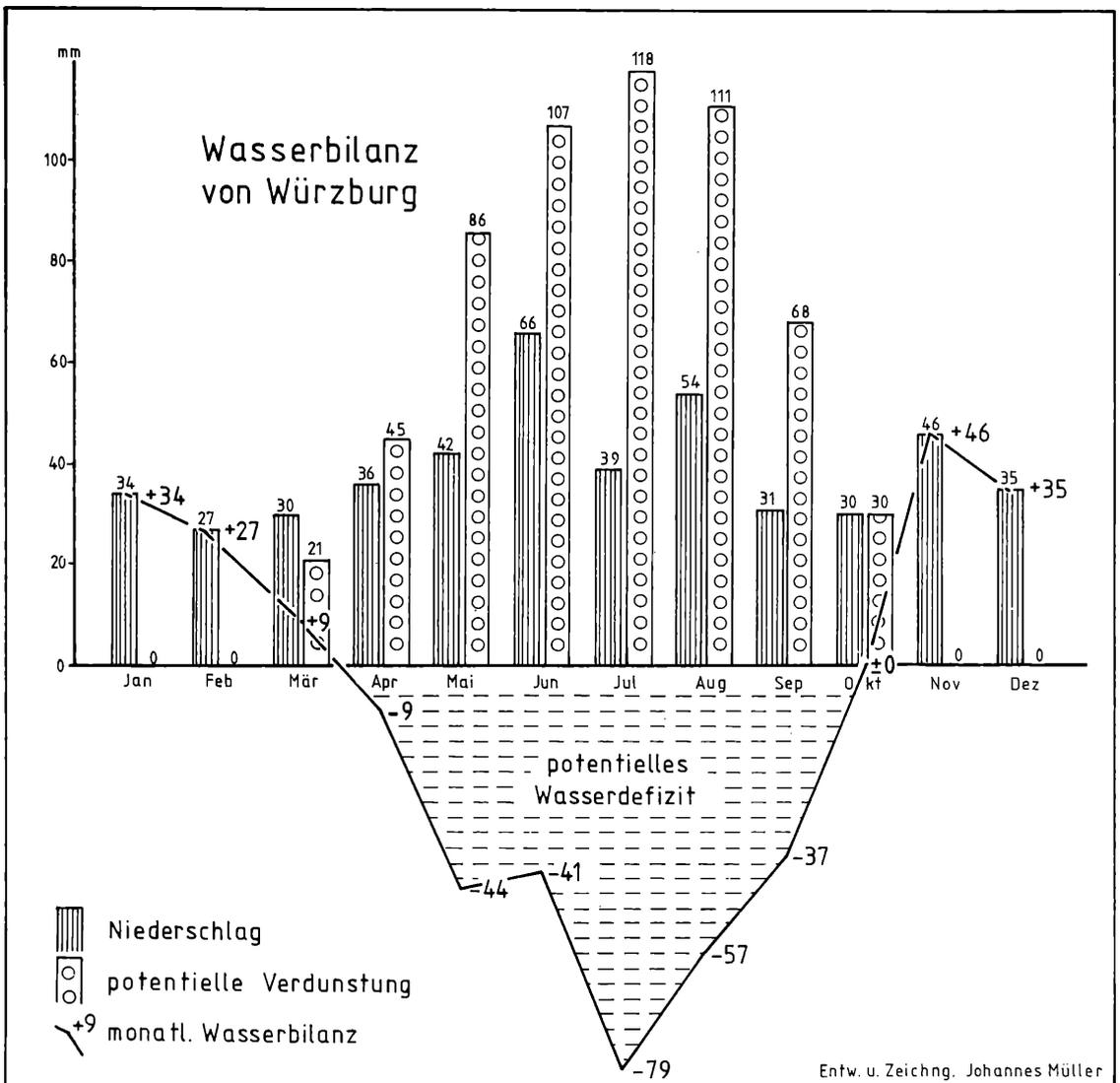
2.3 Trockenheit

Die Gunstsituation der Intensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands beruht neben der Lößauflage vor allem auf der Klimagunst mit langer Wachstumsperiode und hohen Temperaturen. Die niedrigen Niederschlagssummen jedoch machen das Wasser hier ganz allgemein zum Mangelfaktor der Landwirtschaft. Gerade bei den feuchtigkeitsempfindlichen Hackfrüchten (z.B. Zuckerrüben) kommt es in Trockenjahren daher regelmäßig zu gravierenden Ertragseinbußen. Die Trockenheit beruht auf der Kombination zweier Ursachen.

Klimatische Trockenheit

Schon die durchschnittlichen Jahresniederschläge dieser Gebiete liegen fast durchwegs unter 750 mm, in Mainfranken, dem gesamten Oberrheingraben und der Wetterau unter 600 mm und in Rheinhesen weitgehend sogar unter 500 mm.

Fig. 2 zeigt den Jahresgang der Wasserbilanz am Beispiel von Würzburg. Nachdem sich im Winter



Figur 2

Wasserbilanz der Wetterstation Würzburg-Stein (12jähriges Mittel). N.B.: Angegeben ist die potentielle Verdunstung. Obwohl die reale (kaum meßbare) Verdunstung geringer ist, zeigen die Werte, daß zur Zeit der Reife ein Wasserdefizit herrscht, das über andere Quellen (Grundwasser, Tauspende) gedeckt werden muß. Daten nach VAUPEL, 1982, S. 148.

ein Wasservorrat im Boden aufbauen konnte, übersteigt das Verdunstungspotential bereits ab April das Niederschlagsdargebot. Ab Juli, also zur Zeit der Reife, ist die kummulierte Bilanz des Periodenjahres schließlich negativ, sodaß die Pflanzen ihren Wasserbedarf über andere Quellen (Grundwasser, Tauspende) decken müssen.

Diese Situation wird durch die Niederschlagsvariabilität verschärft, die z.B. in Würzburg mit 15,9 % doppelt so hoch wie im mitteleuropäischen Durchschnitt ist (GIESSNER, 1982, S. 121). Das hat relativ häufig extreme Trockenjahre zur Folge. So fielen z.B. im (hydrologisch relevanten) Periodenjahr von November 1975 bis August 1975 nur 276 mm Niederschlag, was einem Defizit von 51 % zum Durchschnitt entspricht.

Edaphische Trockenheit

Weiter modifiziert wird die Feuchtigkeitssituation durch geologischen Untergrund und Deckschichten. Löß ist hierbei nach Sand am stärksten austrocknungsgefährdet, insbesondere bei Tonmineralmangel infolge Erosion. So ist die Pararendzina auf Löß in der Landwirtschaft als ausgesprochen „hitziger“ Boden bekannt.

Eine theoretische Ausgleichsmöglichkeit bietet die künstliche Bewässerung; die jedoch keineswegs überall möglich ist. Während das Grundwasserdargebot in den breiten Talauen des Oberrheingraben

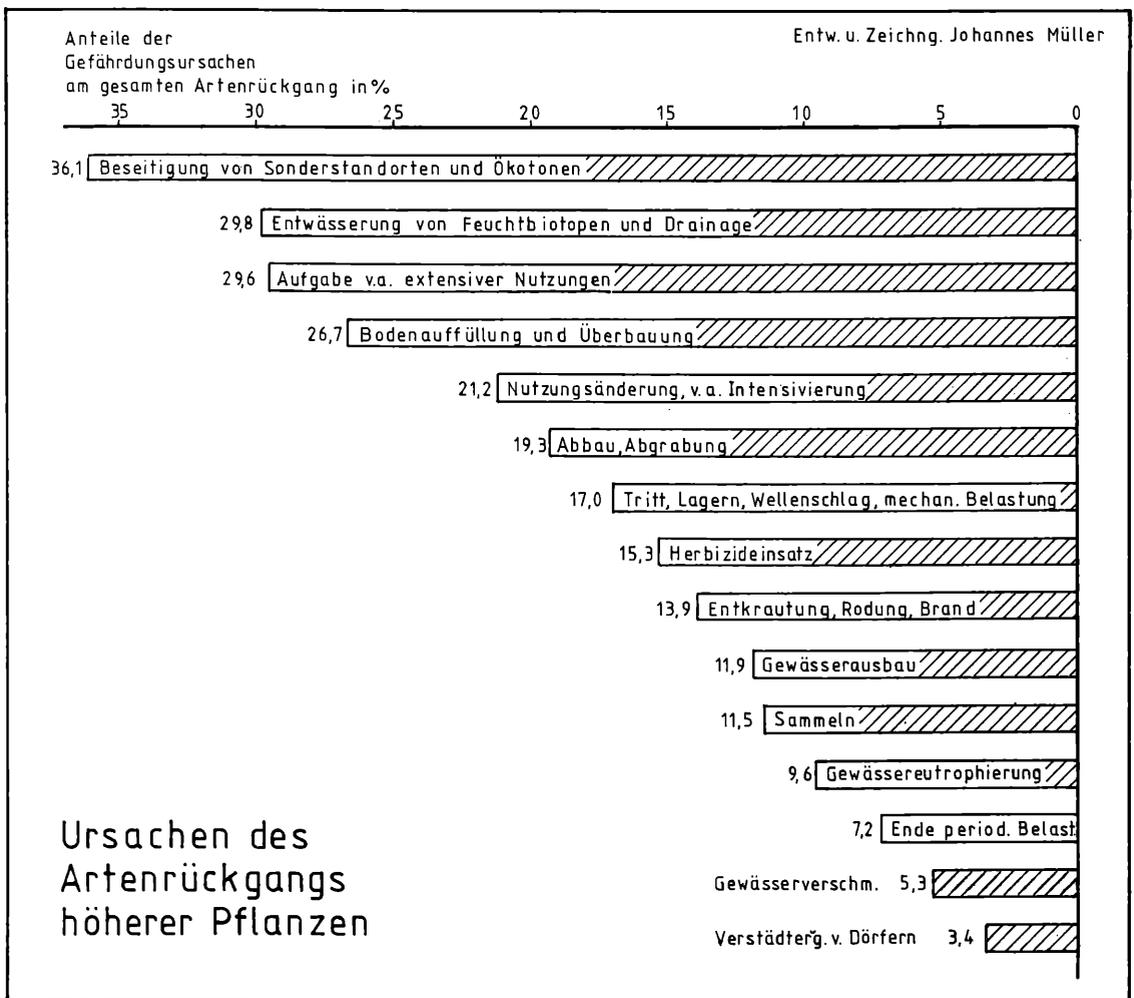
oder des Dungaues reichlich ist, stellen Mainfranken und der Kraichgau mit vorwiegend Muschelkalk-Untergrund ausgesprochene Problemgebiete dar, wo selbst im Normalfall nur wenig Grundwasser gefördert werden kann.

Ein wichtiges Ziel der Landschaftsplanung muß es also sein, einen möglichst hohen Anteil der gering bemessenen Niederschlagspende im Kreislauf des lokalen Ökosystems zu halten und nicht ungenutzt abfließen oder verdunsten zu lassen.

2.4 Verarmung der Flora

Der Reichtum vorindustrieller Kulturlandschaften an Pflanzenarten beruhte vor allem auf der intensiven Durchmischung von extensiv genutzten Weiden, Mähwiesen, Wäldern, Feuchtgebieten und stark strukturiertem Ackerland. Gerade in den landwirtschaftlichen Gunstgebieten ist hiervon weitgehend nur intensiv bewirtschaftetes Ackerland übriggeblieben, verbunden mit dem Effekt, daß Pflanzen, die vor drei Jahrzehnten noch als verbreitetes Unkraut zu bezeichnen waren, heute von Aussterben bedroht sind.

Eine Untersuchung der in der BRD insgesamt 581 gefährdeten oder ausgestorbenen höheren Pflanzen auf die Ursachen ihrer Gefährdung ergab, daß die Landwirtschaft am Rückgang von nicht weniger als 68 % der gefährdeten Gefäßpflanzen in der BRD ursächlich beteiligt ist (SUKOPP, 1980, S. 23). Der



Figur 3

Ursachen des Artenrückgangs nach Anteilen der betroffenen Pflanzenarten der Roten Liste in der BRD. Sonderstandorten und Ökotonen (z.B. Hecken) kommt eine zentrale Stellung im Artenschutz zu. Infolge Mehrfachnennung liegt die Gesamtzahl höher als 100 % (= 581 Arten). nach: SUKOPP, 1984.

enorme Abstand zum nächsten Punkt (Tourismus, 19 %) verdeutlicht neben der Flächenausdehnung der Landwirtschaft gerade auch ihre zentrale Stellung für die Arterhaltung.

Für den Artenrückgang „haben die Struktur- und Standortsverbessernden Maßnahmen in der Landwirtschaft (Flurbereinigung und Melioration im weitesten Sinne) die stärksten Auswirkungen: 58 % aller gefährdeten Arten sind davon betroffen“; hier liegt „der Schwerpunkt der Artengefährdung“ (a.a.O., S. 2526). Fig. 3 schlüsselt die Gründe dafür weiter auf.

Neben der Entwässerung, die für die Gefährdung von 30 % der Arten verantwortlich ist, spielt hierfür vor allem die Beseitigung von Ökotonen und anthropogenen Sonderstandorten mit 36 % die entscheidende Rolle und „steht an der Spitze der Einzelsachen“ (SUKOPP, 1984, S. 26). Die Beseitigung von Ökotonen betrifft in erster Linie Acker-raine und Hecken durch die Entmischung der einzelnen Nutzungen und die immer schärfer werden den Grenzen dazwischen.

Betroffen sind davon vor allem die Pflanzengruppen der Ruderalarten (nitrophile Kulturfolger) und Segetalarten (Ackerwildkräuter, häufig mesophil), deren Existenz auf anthropogener Förderung beruht und die auf entsprechende Standorte und Umwelt-Bedingungen angewiesen sind. Gerade in Intensiv-Agrarlandschaften hat sich deshalb die Bedeutung von Hecken als Rückzugsbiotope drastisch erhöht.

2.5 Verarmung und Verinselung der Fauna

Die Ausräumung der Landschaft hat selbstredend ebenso Auswirkungen auf die Tierwelt, wobei auch hier nach Lebensräumen und Tierarten differenziert werden muß. Die Gefährdung geht dabei von zwei Richtungen aus: direkt durch die Zerstörung der Lebensräume und indirekt durch die zunehmende Verinselung der verbleibenden Rückzugsbiotope.

Artenrückgang

Die Beseitigung von Hecken ist deshalb besonders folgenschwer, weil wegen der Vielseitigkeit ihrer

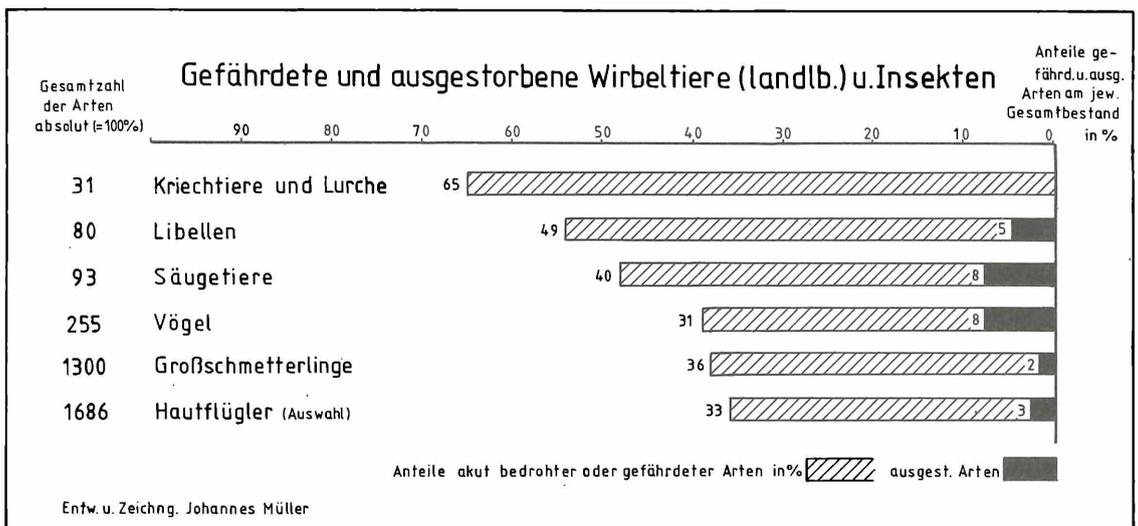
Umweltbedingungen die Artenzahlen von Ökotonen erheblich über der angrenzender Felder oder auch des Waldes liegt. Auf den Feldern allein können nur wenige Nahrungsspezialisten überleben, die dann in großer Individuenzahl auftreten. Dies unterstreicht ihre Bedeutung für die Artenvielfalt der *gesamten* Landschaft (SUKOPP, 1984, S. 70).

Die Ausräumung der Feldflur bedroht überproportional stark die auf die trockenwarmen Sonderstandorte süddeutscher Hecken spezialisierten Arten wie aus Fig. 4 ersichtlich ist, die sonst kaum Ausweichbiotope finden. Hierher gehören neben einigen typischen „Hecken-Vogelarten“ (wie Neuntöter, Dorngrasmücke) vor allem Lurche (Kröten, Salamander) und Reptilien (Eidechsen, Schlangen), von denen 65 % als akut bedroht und gefährdet eingestuft werden (Fig. 23).

Verinselung

Durch die zunehmende Zerschneidung der Landschaft mit Verkehrswegen sowie die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung hat sich nicht nur die Zahl der naturnahen Biotope verringert, sondern auch die Isolation der übriggebliebenen gerade in den letzten Jahrzehnten deutlich verstärkt.

Beispielsweise bedeutet ein nur 500 m breites Getreidefeld zwischen zwei Wäldern ein praktisch unüberwindliches Hindernis für die meisten Laufkäferarten dieses Biotoptyps. Ein einem größeren Wald in dieser geringen Entfernung vorgelagertes Feldgehölz wies eine diesbezüglich bereits stark verarmte Fauna auf (MÜHLENBERG, 1984, S. 34). Selbst verkehrssarme Nebenstraßen oder betonierte Wirtschaftswege bedeuten für viele Arthropoden (Gliederfüßer) und sogar Kleinsäuger unüberwindliche Hindernisse (MADER, 1980, S. 93). Der Barriere-Effekt bedroht die Fauna auf mehrerlei Weise (SUKOPP, 1984, S. 12-13): Der Pestizideinsatz auf den Feldern beeinträchtigt auch angrenzende Biotope, abgeschlossene kleine Populationen ohne Regenerationsmöglichkeit durch Zuwanderung sind genetisch gefährdet (Inzucht) und mit einer zu geringen Individuendichte sinkt die Wahrscheinlichkeit, einen Partner zur Fortpflanzung zu finden.



Figur 4

Zahl der nach der Roten Liste verschollenen und gefährdeten Tierarten (landlebend) in der BRD. Deutlich wird die besondere Gefährdung typischer Heckenbewohner wie Kriechtiere, Lurche, Großschmetterlinge. Nach: ANL, 1985, S.42-43.

Die Beeinflussung des Gesamtartenspektrums bedroht besonders die Funktionsfähigkeit wirksamer, für den Menschen nützlicher Vertilgerkomplexe. „Selbst bei sehr hohem Isolationsgrad des Wirts (500 m Distanz zum Nachbarstrauch) ist der Großteil der untersuchten Phytophagen nachweisbar“ (ZWÖLFER, 1984, S. 19). Da die fleischfressenden Insekten (Entmophage) in der Regel höhere Lebensraumansprüche stellen und zumeist auf Wirtswechsel angewiesen sind, kann die Verinselung bis zum völligen Ausfall dieser Nützlinge führen. „Ein steigender Isolationsgrad schwächt das Ökologische Abpufferungsvermögen von Entmophagen gegenüber ihren phytophagen Wirten ab“ (a.a.O.).

„Vordringliches Ziel in der Landschaftsplanung sollte es sein, die Wiederbesiedlung für die Arten zu erleichtern, damit die lokal aussterbenden Populationen immer wieder ersetzt werden können. Konkrete Maßnahmen wären Häufungen gleicher Biotope mit geringen Distanzen und Vernetzungen von Lebensräumen durch Korridore oder entsprechende linienförmige Strukturen“ (MÜHLENBERG, 1984, S.36).

2.6 Pestizidbelastung

Man begegnet heute ertragsgefährdenden Massenvermehrungen von Schädlingen, wie sie erst in der modernen Landwirtschaft mit ihrer weitflächig vereinheitlichten Nutzung bekannt wurden, in aller Regel mit massivem Einsatz von Pestiziden. Die Folgen – Schädigung auch anderer Lebewesen, Selektion resistenter Schädlinge, Belastung des Grundwassers und der Nahrungsmittel mit Rückständen bis hin zur Gesundheitsgefährdung des Menschen – sind inzwischen der breiten Öffentlichkeit bekannt.

Durch den massiven Pestizideinsatz speziell in Intensiv-Agrarlandschaften entstanden dort, vorher nicht gekannte Probleme für das Ökosystem:

- Das völlige Ausmerzen eines Schädlings ist unmöglich. In der Regel liegt die Wirksamkeit eines Insektizids bei nur etwa 90 % (FRANZ und KRIEG, 1976, S. 27).
- Mit der Vernichtung eines Schädlings durch Insektizide werden fast immer auch Nützlingspopulationen geschädigt „Bei einer Untersuchung eines Bohnenfeldes nach einer Blattlausbekämpfung mit dem endosulfanhaltigen Insektizid THIODAN 35 sowie auf kleineren Flächen mit NEXIT-stark und METASYSTOX wurden hochgerechnet auf 8 ha Fläche - 51 000 tote Marienkäfer, 120 000 tote Carabiden sowie 95 000 tote Kurzflügelkäfer – alles Blattlausfeinde – gezählt“ (MADER, 1984, S. 7).
- „Wiederholt konnte beobachtet werden, daß eine Insektizidanwendung die Nützlinge derart dezimierte, daß die Schädlinge danach zur Massenvermehrung gelangten“ (ZWÖLFER et al., 1984, S. 17).
- „Heute kennen wir weder eine wichtige Schädlingsfamilie noch eine bereits länger eingesetzte Wirkstoffgruppe, bei der es noch nicht zur Herausbildung resistenter Stämme gekommen ist“ (FRANZ und KRIEG, 1976, S. 25). Zwischen 1973 und 1983 nahm die Zahl der resistenten Schadinsekten um 60 % auf 364 Arten zu (HINTERMEIER, 1983, S. 237).

Diese Zusammenstellung zeigt, daß der ungehemmte Insektizideinsatz auf Dauer aus ökonomi-

schen Gründen und wegen der beschriebenen Folgewirkungen zumindest in diesem Umfang nicht durchzuhalten ist. Schon wurden gesetzliche Einschränkungen für den Pestizideinsatz in Wasserschutzgebieten erlassen. Konzepte zur Eindämmung des Insektizideinsatzes (Integrierter Pflanzenschutz) werden in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Voraussetzung hierfür ist jedoch die Existenz ökologischer Zellen inmitten der Agrarlandschaft als Ausgangspunkte von Nützlingen.

2.7 Verlust landschaftlicher Individualität

Die für intensiv genutzte Agrarlandschaften inzwischen typische Ausräumung fast aller Strukturelemente hat neben den beschriebenen ökologischen Folgen auch Bezüge zum menschlichen Empfinden und zur Einstellung gegenüber der Landschaft.

Der Rückgang von Hecken, Feldgehölzen, Einzelbäumen, Feldrainen und kleinen Feuchtgebieten wird noch verstärkt durch die weitgehende Vereinheitlichung und Entmischung der landwirtschaftlichen Nutzung, wie z.B. dem dramatischen Rückgang des Grünlandanteils in den landwirtschaftlichen Gunstgebieten. Die Ausräumung gefährdet den ästhetischen Wert der Landschaft auf drei Ebenen.

Historischer Wert

Eine Folge der Ausräumung ist der Verlust charakteristischer landschaftlicher Individualität, die sich insbesondere aus dem Mosaik der Kleinstrukturen ergibt. Damit verlieren alte, über Jahrtausende gewachsene Kulturlandschaften ihren historischen Wert. Die Kulturlandschaft stellt genauso ein wertvolles Kulturgut des gestaltenden Menschen dar, wie beispielsweise ein bedeutendes Bauwerk, das heute zwar eventuell anders genutzt wird, auf dessen historische Substanz man aber bei seiner Modernisierung selbstverständlich achtet.

Psychologisch-ökologischer Wert

Die Monotonisierung des Landschaftsbildes führt zwangsläufig zu einer Entfremdung des Einzelnen von seiner Umgebung („Heimatverlust“). Damit sinkt aber auch die Bereitschaft für umweltbewußtes Verhalten und zu behutsamem Umgang mit der Umwelt. Anders ausgedrückt: Schonende Bewirtschaftungsformen oder freiwillige Zurückhaltung beim Pestizideinsatz sind nur in Verbindung mit einem ästhetisch befriedigenden Landschaftsbild zu realisieren, das den Sinn ökologischer Maßnahmen auch visuell vermittelt.

Ökonomischer Wert

Landschaft ist das Kapital des ländlichen Raumes. Von ihrer Gestaltung hängt seine Attraktivität im wesentlichen ab. Eine ausgeräumte, monotone Landschaft hat keine Chancen, als Naherholungsraum angenommen zu werden. Nebenverdienstquellen zur Ergänzung des sinkenden Einkommensniveaus aus der Landwirtschaft sind inzwischen in weniger ertragreichen Gebieten unverzichtbar und erlangen auch in intensiv genutzten Agrarlandschaften für einen Teil der Betriebe zunehmend Bedeutung. Hierfür stellt eine intakte Kulturlandschaft bäuerlicher Prägung in Verbindung mit einer Naherholung im Sinne des „sanften Tourismus“ häufig die einzige Möglichkeit dar. Eine sekundäre Folge sind Fahrten zu weiter entfernten, ästhetisch ansprechenden Landschaften, verbunden mit Umweltbelastungen durch den zu-

nehmenden Individualverkehr und die höhere Besucherquote in den "schönen" Gebieten. Zahlreiche Landschaftsteile, die als Naturschutzgebiete den höchsten Schutz genießen, wurden durch überhöhte Besucherfrequenzen schon stark geschädigt.

2.8 Problemorientierte räumliche Definition „Süddeutscher Intensiv-Agrarlandschaften“ (Karte 1)

Obleich sich der Begriff „Süddeutsche Intensiv-Agrarlandschaften“, als Ausdruck landschaftsökologisch besonders belasteter Gebiete, problemlos mit Sinn füllen läßt, existiert doch keine einheitliche Definition, geschweige denn findet man in der Literatur eine räumliche Abgrenzung. Diese ist jedoch unumgänglich, weil die verschiedenen Heckenfunktionen je nach landschaftsökologischen Gegebenheiten völlig unterschiedliche Bedeutung erlangen, andere Nebenwirkungen hervorrufen und deshalb anders bewertet werden müssen (die Erhöhung der Feuchtigkeit beispielsweise oder die Bedeutung des Erosionsschutzes).

Eine überzeugende problemorientierte Definitionsmöglichkeit ergibt sich aus dem oben gegebenen Abriss der gemeinsamen landschaftsökologischen Defizite. Die beschriebenen ökologischen Probleme lassen sich auf eine Anzahl von abiotischen, biotischen und anthropogenen Parametern zurückführen, die jeweils meist in mehrere Problemkreise hineinspielen. Die landschaftsökologischen Defizite erwachsen in erster Linie aus deren gemeinsamem Auftreten und Zusammenwirken:

Lößvorkommen: Das Vorkommen von Löß ermöglicht erst die Intensivnutzung, führt aber gleichzeitig zur stärksten Erosionsanfälligkeit in Süddeutschland und zu edaphisch bedingter Trockenheit.

Intensiv-Ackerbau: Die langen Brachezeiten des intensiven Ackerbaus lassen die potentielle Erosionsanfälligkeit (Wasser und Wind) zum realen Problem werden. Außerdem ist im Intensivackerbau die Pestizidbelastung am stärksten.

Niedriger Trockenheitsindex: Die geringen Niederschläge bedingen im Verein mit hohen Temperaturen eine klimatische Trockenheit. Sie wird verschärft durch die edaphische Trockenheit des Lösses, insbesondere bei Tonmineralmangel infolge Erosion. Gleichzeitig begünstigt häufig trockenfallender Boden die Erosionsanfälligkeit für Wind.

Altsiedelland: Bei allen Gebieten handelt es sich um alt besiedelte Landschaften mit langandauernder Belastung der Ökosysteme. Über Jahrhunderte bildeten sich jedoch hier zusätzliche, anthropogen geförderte Biotope mit ganz charakteristischen Pflanzengesellschaften, wie z.B. Hecken (Gäulandschaften).

Wald- und Wiesenarmut: Die Tatsache, daß es sich um wald- und wiesenarme Gebiete handelt, bedingt heute einen Biotopmangel, der zum Absinken der Selbstregulationskräfte der Agrarökosysteme führt, was durch erhöhten Pestizideinsatz ausgeglichen wird. Die einheitliche, ackerbauliche Nutzung führt gleichzeitig zu einer ästhetischen Montonie.

Weiträumige Überblickbarkeit: Die trotz aller kleinräumigen Verteilungen reliefbedingte weiträumige Überblickbarkeit steigert die ästhetische Montonie reiner Ackerbaugebiete zur Ausdruckslosigkeit ganzer Landschaften. Außerdem bieten diese Gebiete der Winderosion Angriffsflächen.

Karte 1 ist der Versuch, trotz aller Schwierigkeiten bei der Abgrenzung im einzelnen, das Auftreten

dieser Kriterien in Süddeutschland räumlich zu fassen. Mit der Grenzgürtelmethode (nach O. Maull) lassen sich entsprechend dem Überlappingsgrad die Verbreitungsschwerpunkte aktueller landschaftsökologischer Problemgebiete definieren.

Aus der Bündelungsdichte der Grenzlinien kann der Grad des landschaftsökologischen Wandels abgeleitet werden. So weist beispielsweise die äußerst markante Grenzlinien-Häufung am Übergang von den zentralen Gäulandschaften nach Südosten in die Keupergebiete auf eine innerhalb weniger Kilometer völlig veränderte landschaftliche Situation hin. Dagegen zeigt der zu den Donau-Terrassen hin relativ scharf abgegrenzte Dungau in entgegengesetzter Richtung einen weiträumig gestaffelten Übergang, was auf eine Ähnlichkeit der Heckenfunktionen im anschließenden Tertiärhügelland hinweist, zu dem keine scharfe landschaftliche Grenze existiert und wo ebenfalls noch geringe, in der Karte nicht mehr darstellbare, Lößvorkommen existieren.

Aus der Anzahl überlappender Kriterien lassen sich Schlüsse hinsichtlich der Brisanz der landschaftsökologischen Probleme ziehen. Im Heckengäu und in Teilen des Dungaues liegen z.B. etwas feuchtere Verhältnisse vor, während die Gebiete südwestlich anschließend an den Dungau wegen ihrer Kleinkammertheit weniger winderosionsgefährdet und ästhetisch weniger problematisch sind.

Schließlich wird deutlich, daß nur die Kombination mehrerer der genannten Kriterien ausreicht, um Gebiete auszuweisen, die bezüglich der Heckenfunktionen gemeinsam behandelt werden können. So wird der nach Trockenheit und Überblickbarkeit recht einheitliche Oberrheingraben bei Hinzunahme weiterer Kriterien bezüglich Hecken auf einzelne Teilbereiche eingegrenzt.

Die weitgehende räumliche Übereinstimmung der landschaftsökologischen Defizite weist auf die enge Verflechtung der Einzelprobleme hin. Sie begründet die gemeinsame Bewertung von Heckenfunktionen in den auf Karte 1 ausgegliederten Gebieten, welche sich mit dem Begriff „Süddeutsche Intensiv-Agrarlandschaften“ schlagwortartig bezeichnen lassen. Die gemeinsame Behandlung dieser Landschaften in bezug auf das Thema erscheint daher gerechtfertigt.

3. Landschaftsökologische und -ästhetische Funktionen von Hecken in Süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften

Der Schritt von einer theoretischen Auflistung der Einzelfunktionen von Hecken zu einer angewandtpraktischen Beurteilung und Bewertung ihres effektiven Ausgleichspotentials ist nur vor dem Hintergrund definierter natürlicher und anthropogener Faktoren möglich, weshalb sich alle folgenden Aussagen in dieser Form nur auf die Intensiv-Agrarlandschaften in Süddeutschland mit ihren spezifischen, im vorigen Kapitel skizzierten Problemen beziehen.

Zusätzlich setzt eine Bewertung der so gewonnenen Erkenntnisse die Aufstellung eines Maßstabes voraus. Diesen stellt hier die Funktionsfähigkeit des Landschaftshaushalts unter Berücksichtigung der gerade im Ochsenfurter Gau dominierenden menschlichen Nutzung dar, letzten Endes also die Verminderung der Probleme des Agrarökosystems. Hierbei steht vor allem eine längerfristige Betrachtung im Vordergrund, die leider zu oft durch eine



Abbildung 2

Typus der **Wassererosion in flachwelligen Lößgebieten**, wie sie alljährlich vor allem im Frühjahr und Herbst beobachtet werden kann (Foto am 22.4.1986 bei Moos (Mainfranken) nach normalem, zyklonalem Regen). Die Hangneigung beträgt hier unter 3 %, jedoch wurzeln die Erosionsrinnen an der kleinen Hangversteilung (ehemalige Terrasse?) im Hintergrund (Neigung 12,5 %). Das Beispiel zeigt deutlich, welche Wassermengen auf langen Hängen zusammenkommen und wie wichtig die Beachtung auch kleinräumiger Neigungsunterschiede ist.

an kurzfristigem, ökonomischem Profit orientierte Haltung ersetzt wird, obwohl eine langfristige Schädigung des Landschaftshaushaltes gerade die Landwirtschaft am unmittelbarsten bedroht.

Weitere Bewertungsmaßstäbe, wie z.B. der Artenschutz, werden, wo sie von Bedeutung sind, ebenfalls erwähnt, eventuelle Differenzen oder unterschiedliche Aussagen verglichen. Teilweise lassen sich hieraus jedoch Folgewirkungen entwickeln, die wiederum die anthropogene Nutzung beeinflussen. Die wegen der Übersichtlichkeit gebotene getrennte Behandlung der Einzelfunktionen darf nicht zu einer isolierten Betrachtungsweise und einer Vernachlässigung der intensiven gegenseitigen Beeinflussung führen. Der Komplexität des landschaftlichen Gesamtökosystems kann letzten Endes nur eine synoptische integrierende Betrachtungsweise gerecht werden, wie sie abschließend im Abschnitt 3.8 graphisch verdeutlicht wird.

3.1 Funktion Wassererosionsschutz

Die Wassererosion wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, die zunächst einzeln dargestellt werden müssen, bevor sie dahingehend untersucht werden können, in wieweit sie im einzelnen durch Hecken beeinflussbar sind.

3.1.1 Steuerungsfaktoren der Wassererosion

Aufgrund langjähriger empirischer Arbeiten stellten WISCHMEIER und SMITH (1978) die allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) auf, die von SCHWERTMANN et al. (1981) auf die Ver-

hältnisse in Bayern übertragen wurde und auch im übrigen Süddeutschland praktisch unverändert angewandt werden kann. Wenn auch die errechenbaren absoluten Erosionswerte gelegentlich angezweifelt werden, so bietet die Formel jedenfalls die Möglichkeit, das Gesamtproblem Wassererosion in Einzelfaktoren zu zerlegen und auf Einflußmöglichkeiten durch Hecken zu untersuchen. Die Gleichung lautet für den Abtrag A:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P,$$

wobei die Buchstaben für einzelne Steuerungsfaktoren des Erosionsgeschehens stehen. Sie unterscheiden sich zum Teil erheblich hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Gesamtabtrag, ihrer regionalen Unterschiede und der Möglichkeit einer Beeinflussung durch Hecken. Die Formel läßt sich entweder auf den Abtrag bestimmter Flächen und den Einfluß erosionsmindernder Maßnahmen beziehen, oder auf einzelne Faktoren, deren Bedeutung und Grenzen.

Regenfaktor (R)

Der Regenfaktor stellt eine rechnerische Kombination aus Niederschlagsmenge und Energie der Starkregen dar. Die jahreszeitliche Verteilung wird im C-Faktor berücksichtigt. Während der R-Faktor in den Alpen und im Bayerischen Wald auf das Erosionsgeschehen relativ stark einwirkt (R=111), liegt seine Bedeutung im Dungau mit R=55-62 oder im Ochsenfurter Gau mit R=48 wesentlich darunter (ROGLER und SCHWERTMANN, 1981, S.103). Die Verhältnisse in den übrigen In-

tensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands dürften sich ebenfalls in diesem Bereich bewegen.

Bodenfaktor (K)

Die Erodierbarkeit des Bodens wird gesteuert durch seinen Gehalt an Schluff, Feinstsand, Sand, organischer Substanz, Aggregatgröße und Permeabilität, also in erster Linie von der Bodenart. Mit steigendem Anteil an Löß und Lößlehm nimmt auch die Erosionsgefährdung zu und erstreckt sich auf immer flachere Hänge. Der extrem hohe Schluffgehalt der Lößböden macht diese zu den erosionsanfälligsten heimischen Böden überhaupt. Die K-Faktoren liegen bei

- Parabraunerde aus Löß (Ap über 80% Schluff): K-Faktor 0,57 bis 0,70,
- erodierte Parabraunerde aus Löß: K-Faktor 0,40,
- Pararendzina aus Löß: K-Faktor 0,59 (WITTMANN, 1982, S. 99).

Hier wird die erosionshemmende Wirkung der Tonminerale deutlich, die während des Erosionsprozesses für einen gewissen Zeitraum (erodierte Parabraunerde) an der Oberfläche anstehen und erosionshemmend wirken. Ist diese Zeit aber überwunden, der Tonmineralgehalt verringert und das Profil auf eine Pararendzina verkürzt, so steigt die Erodierbarkeit wieder an.

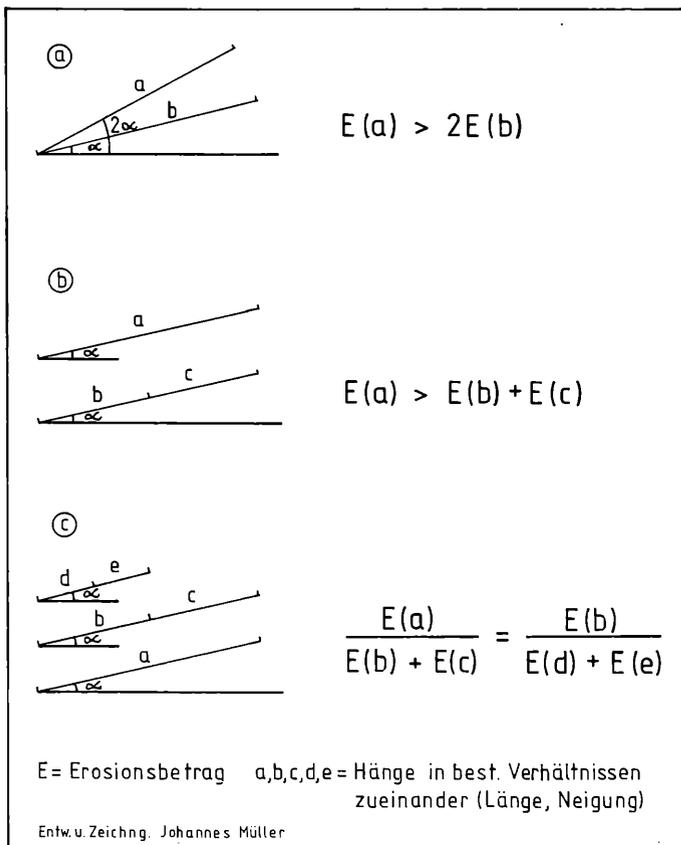
Der K-Faktor zeichnet sich insgesamt durch eine hohe Schwankungsbreite aus. Während er bei Werten unter 0,1, wie z.B. bei skelettreichen, sandig-lehmigen Braunerden auf Granit fast vernachlässigbar erscheint, kommt ihm in Löß-Gebieten eine ungleich höhere Bedeutung zu. Da er kaum zu verändern ist, muß man hier die besondere Gefährdung erkennen und die Erosion bekämpfen, indem man die anderen Faktoren vermindert.

Hangfaktor (LS)

Dieser Faktor teilt sich auf in Hanglänge (L) und Hangneigung (S), die beide das Erosionsgeschehen entscheidend mitbestimmen. Eine Auswertung der Graphiken und Tabellen im entsprechenden Kapitel des Handbuchs zur Erosionsberechnung (SCHWERTMANN, 1981) läßt folgende Aussagen zu wechselnden Hanglängen und Neigungen zu:

- Mit zunehmender Hangneigung steigt die Erosion überproportional stark an. Die Erosion eines Hanges, der doppelt so steil ist wie ein anderer Hang derselben Länge, ist mehr als doppelt so stark (vgl. Fig. 5 a).
- Mit wachsender Hanglänge nimmt der Bodenabtrag ebenfalls überproportional stark zu. Die Zerlegung eines Hanges in zwei Teilhänge gleicher Länge vermindert die Erosion des Gesamthanges deshalb erheblich. Das liegt an der Verringerung des für Transportkapazität und Zugkraft verantwortlichen Gesamtoberflächenabflusses (vgl. Fig. 5 b).
- Prozentual gesehen hat eine Hanghalbierung denselben Effekt unabhängig von der Länge des Gesamthanges. Egal ob von 400 auf 200 m oder von 100 auf 50 m halbiert wird, verringert sich der Erosionsbetrag auf 71 % (Fig. 5 c). Dies gilt jedoch nur für Neigungen über 5 %, bei schwächerer Neigung ist der Effekt der Hangverkürzung etwas geringer.

Insgesamt schwankt der LS-Faktor in weiten Grenzen. Nur bei geringen Neigungen und kurzen Hängen ist er unbedeutend, während er sowohl bei steilen Hängen, aber auch bei den großen Hanglängen zusammengelegter Felder selbst bei geringen Neigungen zum bestimmenden Faktor des Erosionsgeschehens aufsteigt. Folglich ergibt die Überlagerung der beiden exponentiellen Kurvenverläufe ei-



Figur 5

Einfluß von Hänglänge und Hangneigung auf die Erosion. Veränderungen wirken sich nicht linear auf den Bodenabtrag aus.

ne drastische Steigerungsrate für lange und gleichzeitig steile Hänge.

Bearbeitungs- und Bedeckungsfaktor (C)

In diesem Faktor wird der bodenschützende Effekt von Pflanzen im Verhältnis zur Schwarzbrache (C = 1,00) berücksichtigt. Es gehen auch Minimalbodenbearbeitung, Tolerierung von Unkraut, Wintersaaten und vor allem der jahreszeitliche Wandel mit ein, ebenso wie der (erosiv bedeutende) Starkregenanteil (SCHWERTMANN, 1981, S. 28). Der genaue C-Wert läßt sich folglich exakt nur für genau bezeichnete Felder berechnen. Für die vorliegende Fragestellung muß daher sehr grob ein Durchschnittswert angenommen werden (Tabelle 2).

Tabelle 2

Durchschnittlicher C-Faktor einiger Fruchtfolgen (WITTMANN, 1982, S. 96).

Fruchtfolge	C-Faktor
Getreidefruchtfolgen	0,20 - 0,30
Fruchtfolgen mit Zuckerrüben	0,25 - 0,35
2/3 Silomais	0,40
Hopfen	bis zu 0,97

Der Ackerbau an sich, insbesondere aber der verbreitete Anbau von Zuckerrüben und Silomais, treiben den C-Faktor in die Höhe, da sie den Boden nach der Ernte für 7-8 Monate ohne ausreichenden Schutz der Witterung ausgesetzt lassen. Erosionsmindernde Zwischenfrüchte werfen wegen der Wasser Konkurrenz gerade in den Trockengebieten Probleme auf.

Erosionsschutz (P)

Die Wirkung höhenlinienparallelen Pflügens ist abhängig von der Hangneigung. Bei einem Gefälle zwischen 3% und 8% wird der stärkste Effekt erzielt, nämlich eine Reduzierung des Abtrags auf die Hälfte (von P=1 auf P=0,5) wie aus Tab. 3 ersichtlich ist. Bei steileren Hängen ist die Schutzwirkung nicht mehr so stark, vor allem weil sich dann das Wasser in Querrinnen sammeln, durchbrechen und Rinnen reißen kann (SCHWERTMANN, 1982a, S. 38).

Aus Tabelle 3 geht weiter hervor, daß die Wirksamkeit des Querpflügens auch von der Beachtung maximaler Hanglängen abhängt, da sich sonst trotzdem zuviel Oberflächenwasser sammelt. Die Hanglänge beeinflusst also über den P-Wert nochmals indirekt den Gesamt-Abtrag.

Tabelle 3

Durch Konturpflügen erreichbare Reduzierung des P-Wertes (Hangauf/-abpflügen: P=1) bei Beachtung der maximalen Hanglängen.

Hangneigung in %	P-Wert	maximale Hanglänge
1 bis 2	0,6	130 m
3 bis 5	0,5	100 m
6 bis 8	0,5	70 m
9 bis 12	0,6	50 m
13 bis 16	0,7	30 m
17 bis 20	0,8	20 m
21 bis 25	0,9	17 m

Tolerierbarer Abtrag

SCHMIDT und WITTMANN (1981) postulieren bestimmte Grenzwerte für Abtragsleistungen, die

tolerierbar seien. Sie richten sich nach der Gründigkeit des Bodens, wie aus Tabelle 4 hervorgeht.

Dabei ist allerdings zu beachten, daß die nachschaffende Kraft des Bodens weitgehend unberücksichtigt bleibt: „Die Toleranzgrenze wurde vorläufig so festgelegt, daß das natürliche Ertragspotential in einem Zeitraum von etwa 300-500 Jahren nicht entscheidend geschwächt wird. ... Streng genommen dürfte nicht mehr Boden abgetragen werden, als sich neu bildet. Die Rate der Neubildung ist jedoch so gering, daß dieses Prinzip die Toleranzgrenze praktisch auf 0 herabsetzen würde. Dies ist ... als Fernziel, insbesondere auch im Hinblick auf die Gewässerqualität, durchaus anzustreben.“ (SCHMIDT und WITTMANN, 1981, S. 17-18).

15 t/ha/Jahr entsprechen einem Abtrag von 1 mm pro Jahr über die gesamte Fläche (SCHWERTMANN, 1982b, S. 10). Wodurch nach 1000 Jahren immerhin 1 Meter Boden flächenhaft abgetragen wäre. Die Löbmächtigkeiten sind häufig sogar geringer, jedenfalls zum Rand der Vorkommen hin und das Material wird nicht einmal in geringen Mengen neu gebildet, stellt also ein absolut endliches Gut dar. Dies bedeutet langfristig eine ernsthafte Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit, was man vor dem Hintergrund einer mehrtausendjährigen landwirtschaftlichen Nutzung des Raumes durch den Menschen sehen muß.

Im übrigen wird der Ertrag wegen der Tonmineralverluste, bereits heute, also schon während der Erosionsphase des Lösses, geschwächt. Da diese Verluste abhängig von der Erosionsgeschwindigkeit sind, sollte man sich schon deshalb nicht mit den hohen „Toleranz“-grenzen zufrieden geben, sondern den Abtrag so stark wie möglich reduzieren. In der Praxis heißt das beispielsweise, je nach Hangneigung und realistischen Schutzmaßnahmen flexible Abtragungsgrenzwerte anzustreben: für flache Neigungen geringere als für steilere Hänge (s. ebenfalls Tab. 4).

Tabelle 4

Toleranzgrenzen des Bodenabtrags eingestuft nach der Gründigkeit des Profils (nach SCHMIDT und WITTMANN, 1981, S. 19) mit Verbesserungsvorschlag Einstufung nach der Hangneigung.

Tolerierbarer Abtrag	Einstufung des tolerierbaren Abtrags nach: Gründigkeit des Profils	Hangneigung
1 t/ha/Jahr	unter 30 cm	unter 3 %
3 t/ha/Jahr	--	3 % - 6 %
5 t/ha/Jahr	30 - 60 cm	6 % - 9 %
10 t/ha/Jahr	60 - 100 cm	9 % - 12 %
15 t/ha/Jahr	über 100 cm	über 12 %

3.1.2 Beeinflussungsmöglichkeiten durch Hecken

Durch Hecken lassen sich nur zwei Faktoren der Wassererosion beeinflussen, das allerdings deutlich:

- der LS-Faktor durch die Hangverkürzung mittels quer zur Neigung angeordneter Hecken direkt,
- der P-Faktor indirekt, indem durch die Ausrichtung der Hecken die Gestaltung der Flurstücke beeinflusst und höhenlinienparalleles Pflügen vorgegeben wird.

LS-Faktor

Höhenlinienparallele Terrassen, Gräben oder Hecken, wie sie früher in allen Lößgebieten weit verbreitet waren, können den Hang so effektiv unterbrechen, daß die einzelnen Teilstücke praktisch als separat im Sinne des Einzugsgebietes betrachtet werden können (SCHWERTMANN, 1982 a, S. 39). Da die Hangverkürzung relativ leicht mit landschaftsbaulichen Mitteln zu erreichen ist, wird sie zu einem der wichtigsten Instrumente bei der Erosionsbekämpfung.

Die Hangverkürzung stellt den bedeutendsten Wirkungsmechanismus dar, über den Hecken in das Erosionsgeschehen eingreifen können. Allein die Halbierung eines Hanges reduziert die Erosion bereits auf nur 71 % des ursprünglichen Wertes, wie aus Fig. 6 ersichtlich ist. Eine Drittelung der Hanglänge vermindert den Abtrag auf 59 %, während sich mit einer Viertelung mittels nur dreier Hecken schon eine Halbierung des Bodenabtrags erreichen läßt! Bei Gewannen von heute oft 500 m Länge ist eine Viertelung nicht unrealistisch, wenn die Flurstücke dann höhenlinienparallel entsprechend verlängert würden, was zu keiner weiteren Erosionssteigerung führen würde.

P-Faktor

Die Umorientierung von Hangauf/abpflügen auf Konturpflügen bringt, neigungsabhängig, eine erhebliche Erosionsminderung. Im besten Fall (Neigungen zwischen 3-8 %) halbiert sie sich unter der Voraussetzung, daß die entsprechenden maximalen Hanglängen beachtet werden (vgl. Tab. 3). Allein eine Kombination von Hangvierteilung und dem dadurch praktisch breits vorgegebenen Konturpflügen kann eine Reduzierung auf nur ein Viertel des ursprünglichen Wertes bewirken (vgl. Fig. 6). Weitere Maßnahmen im Bereich der Bodenbearbeitung könnten den Abtrag dann noch weiter reduzieren, bis unter 10 % der vorherigen Werte! Auch wenn ein Hang von 500 m durch lediglich eine einzelne Hecke halbiert wird und von vorherigem Senkrecht-auf Konturpflügen umgestellt wird, reduziert sich die Bodenerosion auf immerhin fast die Hälfte. Selbstverständlich ist es erforderlich, daß die Hek-

ken das Wasser vollkommen abfangen, was von Hangneigung und Heckenabstand abhängt. Entscheidend für die Unterbrechungs-Wirkung einer Hecke ist ein möglichst gut ausgebildeter Saum, da die abflußhemmende Wirkung von Gras weit stärker ist, als die von Wurzelwerk. Ein wirkungsvoller Effekt ist nach DIEZ (1982, S. 31) für Raine ab einer Breite von 3 m erreichbar. Dieser Wert entspricht bei Aufteilung auf zweimal 1,5 m einem gut ausgebildeten beiderseitigen Heckensaum. Für überschüssiges Wasser wird in der Regel zusätzlich ein Ableitungsgraben benötigt.

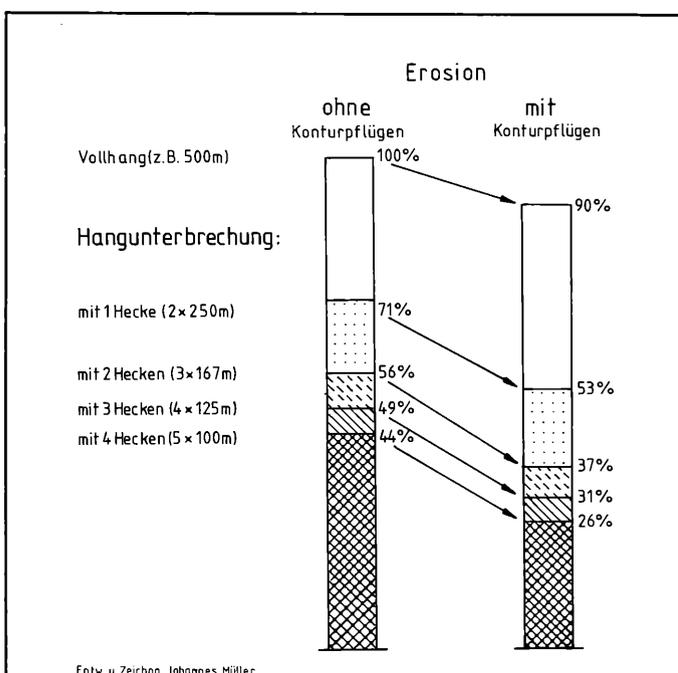
3.1.3 Interdependenzen zu anderen Funktionen

Da die Wassererosion das vordringliche Problem im landschaftsökologischen Bereich auf den Gäuflächen ist, muß der entsprechenden Anordnung der Hecken Priorität eingeräumt werden. Die Funktion Schutz vor Wassererosion stellt im allgemeinen die höchsten Ansprüche an die Dichte der Hecken, sodaß diese auch für die übrigen Funktionen ausreicht.

Der Schutz der Ton- und Humus-Teilchen vor Wassererosion bewirkt neben der Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit gleichzeitig auch eine Verringerung der Schäden durch Winderosion, weil diese Teilchen die Bodenpartikel verkitten und zusammenhalten und den Boden länger feucht halten.

Das aus Gründen des Erosionsschutzes abgefangene Oberflächenwasser sollte in Trockengebieten nicht ungenutzt in den Vorfluter abgeleitet werden. Die Erosionsschutzmaßnahmen wirken sich hier doppelt günstig aus, wenn man durch geeignete Bepflanzung möglichst viel Wasser in den Boden infiltriert und den Pflanzen zur Verfügung stellt. Der Schutz des Ton-Humus-Komplexes vor Erosion verbessert gleichzeitig die Wirkung noch weiter, indem das Speichervermögen des Bodens für Wasser verbessert wird.

Der Abfluß von Kaltluft durch entsprechende Durchlässe und versetzte Anordnung mehrerer Hecken übereinander muß gewährleistet werden. Bilden diese in der Projektionslinie eine durchgehende Hangunterbrechung, dann bleibt die Wirksamkeit für die Hangunterbrechung erhalten.



Figur 6

Die mögliche Beeinflussung der Erosion mittels Hecken durch die Kombination von Hangunterbrechung und Konturpflügen. Entscheidend für die Wirksamkeit ist die Kombination beider Maßnahmen. Deutlich wird die zentrale Bedeutung der Hanglängen sowohl für den Gesamtabtrag, als auch für den Wirkungsgrad des Konturpflügens.

Die einseitige Orientierung quer zum Hang macht aber für die übrigen Funktionen einige Ergänzungen nötig. Der Übergang zu flacher geneigten Plateaus wird bereits im Dominanzbereich der Wassererosion gekennzeichnet durch eine sukzessive Zunahme der Funktion Windschutz. Da sich gleichzeitig der für den Wassererosionsschutz nötige Abstand der Hecken immer mehr vergrößert ist es sinnvoll, vereinzelt senkrecht zum Hang verlaufende Hecken zum Windschutz zwischenschalten. Dies ist sogar auf steileren Hängen kleiner Tälchen sinnvoll, da hier durch Kanalisierung hangparallele Winde auftreten können.

Besonders wichtig sind diese Vernetzungen auch für die Biotopfunktion. Auf den mäßig geneigten Hängen zwischen 3-6 % würde der Abstand der zueinander parallelen Wassererosionsschutzhecken sonst so groß werden, daß ein intensiver Austausch für manche Tiergruppen eingeschränkt oder sogar verhindert werden würde. Für die Funktion Stabilisierung des Agrarökosystems ist es ebenfalls günstiger, ökologische Zellen als Ausgangspunkte für Nützlinge allseits um die Felder herum verteilt zu haben. In jedem Fall ist es ausreichend, wenn diese Vernetzungen entlang der senkrecht zum Hang verlaufenden Wege angelegt werden, was Fläche spart und Behinderungen weitgehend vermindert.

Die Kombination von quer zum Hang verlaufenden Hecken unterbrochen von einigen senkrechten, ursprünglich auf Steinriedeln stockenden Hecken entspricht dem für Süddeutsche Lößlandschaften (Gäugebiete) typischen landschaftsästhetischen Bild.

Insgesamt läßt sich feststellen, daß Hecken im Bereich von 3-9 % geneigten Hängen ihre maximale Wirkung im Erosionsschutz entfalten. Gerade diese Neigungen überwiegen in Süddeutschland flächenhaft bei weitem.

3.2 Funktion Winderosionsschutz

Die Einwirkung des Windes beeinflusst im Landschaftshaushalt im wesentlichen zwei Partialkomplexe: den Bodenabtrag und das Mikroklima. In beiden Fällen läßt sich ein direkter Zusammenhang herstellen zwischen der Beeinflussung des Windfeldes am Boden und der Intensität der Auswirkung. Zunächst wird deshalb der übereinstimmende Wirkungsmechanismus dargestellt, über den Hecken in das Windfeld steuernd eingreifen. Anschließend werden die unterschiedlichen Auswirkungen auf die beiden Partialkomplexe getrennt analysiert.

3.2.1 Das Bodenwindfeld im Landschaftsökosystem

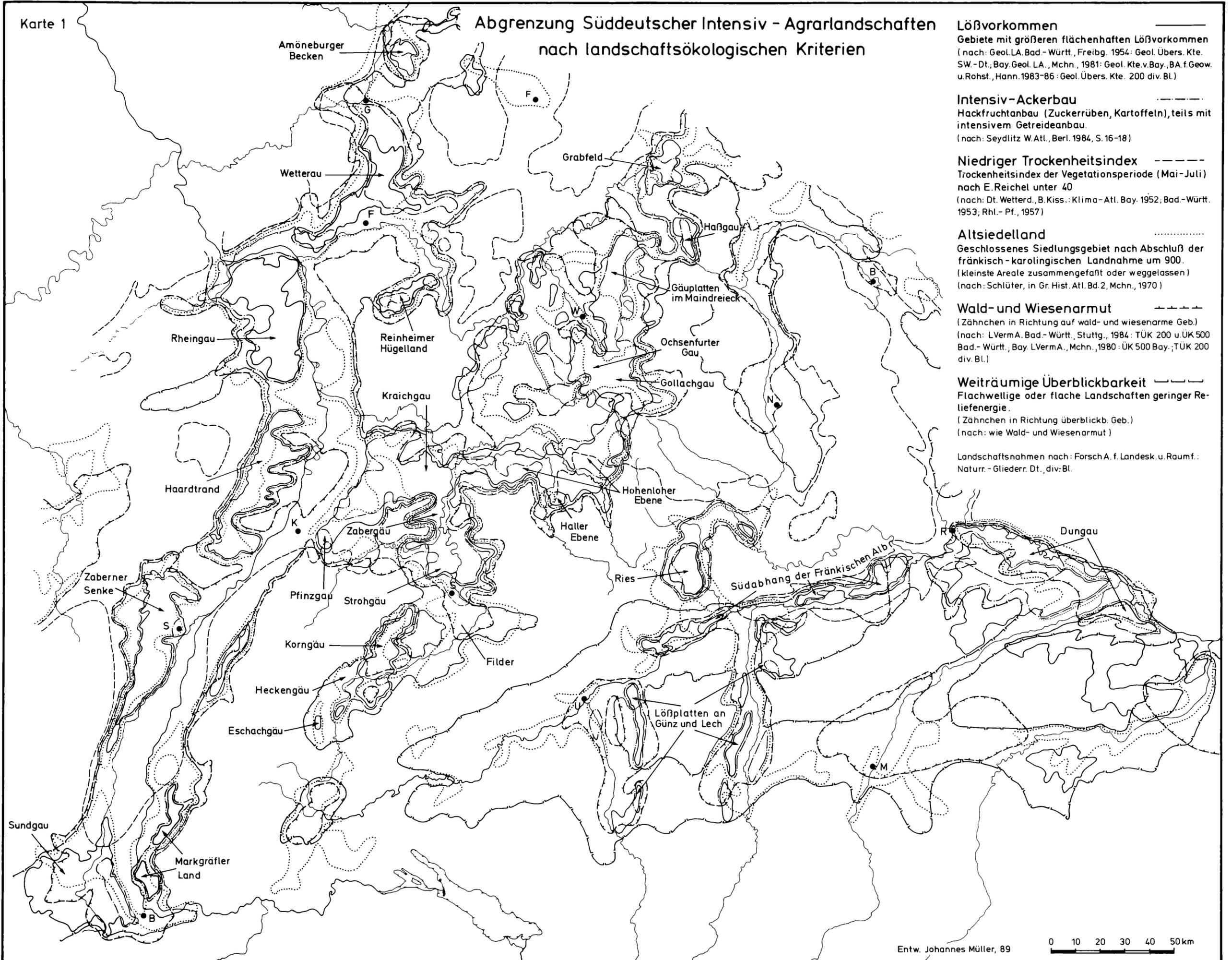
Nach GEIGER (1951, S. 108-109) werden in Bodennähe zwei Komponenten der Luftbewegung wirksam: die Windgeschwindigkeit und der Austausch. Generell nimmt die Windgeschwindigkeit vom Boden in die Höhe erheblich zu, wobei die Zunahme anfangs am stärksten ist und langsam mit der Höhe abnimmt. Als wesentliche Komponente tritt hierzu aber noch die Turbulenz, die teilweise entgegen der Windrichtung verlaufen kann, teilweise diese momentan erheblich verstärkt. Die Turbulenz, die auch bei sehr geringen Windgeschwindig-



Abbildung 3

Ökologischer Fehlschlag einer Windschutzhecke wegen Mißachtung aller Funktionszusammenhänge: Die Windschutzwirkung reicht nur etwa 70 m weit in die auf Kilometer ausgeräumte Landschaft. Während die ästhetische Wirkung der für Süddeutschland gänzlich untypischen Struktur eher negativ zu bewerten ist und die Biotopvielfalt der ansonsten ausgeräumten Landschaft nicht nennenswert gesteigert wird, ist ein Effekt, wenn überhaupt, höchstens für die Vernetzung von zwei an den Endpunkten gelegenen Wäldchen zu erkennen.

Abgrenzung Süddeutscher Intensiv - Agrarlandschaften nach landschaftsökologischen Kriterien



Lößvorkommen
Gebiete mit größeren flächenhaften Lößvorkommen
(nach: Geol. LA. Bad - Württ., Freibg., 1954; Geol. Übers. Kte. SW. - Dt., Bay. Geol. LA., Mchn., 1981; Geol. Kte. v. Bay., BA. f. Geow. u. Rohst., Hann. 1983-86; Geol. Übers. Kte. 200 div. Bl.)

Intensiv-Ackerbau
Hackfruchtanbau (Zuckerrüben, Kartoffeln), teils mit intensivem Getreideanbau.
(nach: Seydlitz W. Atl., Berl. 1984, S. 16-18)

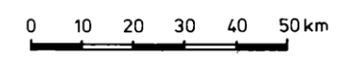
Niedriger Trockenheitsindex
Trockenheitsindex der Vegetationsperiode (Mai-Juli) nach E. Reichel unter 40
(nach: Dt. Wetterd., B. Kiss.: Klima - Atl. Bay. 1952; Bad - Württ. 1953; Rhf. - Pf., 1957)

Altsiedelland
Geschlossenes Siedlungsgebiet nach Abschluß der fränkisch - karolingischen Landnahme um 900. (kleinste Areale zusammengefaßt oder weggelassen)
(nach: Schlüter, in Gr. Hist. Atl. Bd. 2, Mchn., 1970)

Wald- und Wiesenarmut
(Zähnchen in Richtung auf wald- und wiesenarme Geb.)
(nach: L. Ver. A. Bad - Württ., Stuttg., 1984; TÜK 200 u. ÜK 500 Bad - Württ.; Bay. L. Ver. A., Mchn., 1980; ÜK 500 Bay.; TÜK 200 div. Bl.)

Weiträumige Überblickbarkeit
Flachwellige oder flache Landschaften geringer Reliefenergie.
(Zähnchen in Richtung überblickb. Geb.)
(nach: wie Wald- und Wiesenarmut)

Landschaftsnahmen nach: Forsch. A. f. Landesk. u. Raumf.: Naturr. - Gliederr. Dt., div. Bl.



keiten vorhanden ist, sorgt in erster Linie für den Massenaustausch.

Nur über völlig ebenen Oberflächen greift das Windgeschehen direkt bis ganz zum Boden. Im Normalfall aber liegt über dem Boden eine Luftschicht, die von lebhaftem Massenaustausch und geringen Windgeschwindigkeiten gekennzeichnet ist. Die Höhe dieser Schicht hängt ab von der „Rauhigkeit“ der Oberfläche, die neben dem Relief von der Art der Vegetation bestimmt wird, wie Tabelle 5 zeigt. Die Bremswirkung auf den Wind erstreckt sich dabei je nach Wirksamkeit der entsprechenden Vegetation ein Stück weit in die darüberliegende Luftschicht.

Tabelle 5

Mittlere Rauigkeitshöhen verschiedener Vegetationstypen. Daten aus: GEIGER, 1951, S. 108.

Vegetationstyp	mittl. Rauigkeitshöhe
Flugplatz	0,1 m
Wiese	0,2 m
Rübenacker (bei Reife)	0,5 m
Heckenlandschaft	0,7 m
Getreidefeld (bei Reife)	1,3 m

„Die erste Forderung für Schaffung eines künstlichen Windschutzes ist somit die Erhöhung der Rauigkeit zum Abheben der freien atmosphärischen Windströmungen von dem zu schützenden Boden.“ (GEIGER, 1951, S. 108). Dabei wirkt die Herabsetzung der absoluten Windgeschwindigkeit direkt auf das Maß der Bewegung von Bodenteilchen (Winderosion), während die Beruhigung der Turbulenzen in der bodennahen Luftschicht den Austausch mit höheren Schichten vermindert und die Umsetzungsprozesse mehr innerhalb der Bodenschicht konzentriert werden (Mikroklima). Wie Tabelle 5 zeigt, gibt es Vegetation, die einen höheren Rauigkeitswert besitzt, als eine Heckenlandschaft, wogegen die Bedeutung der Hecke in ihrer permanenten Wirkung liegt. Während ein Getreide-

defeld nur für die kurze Zeit der Reife den angegebenen Wert erreicht, schützen Hecken den Boden gerade dann, wenn die Acker-Pflanzen noch nicht ausgekeimt sind und später die heranwachsenden Feldfrüchte selbst.

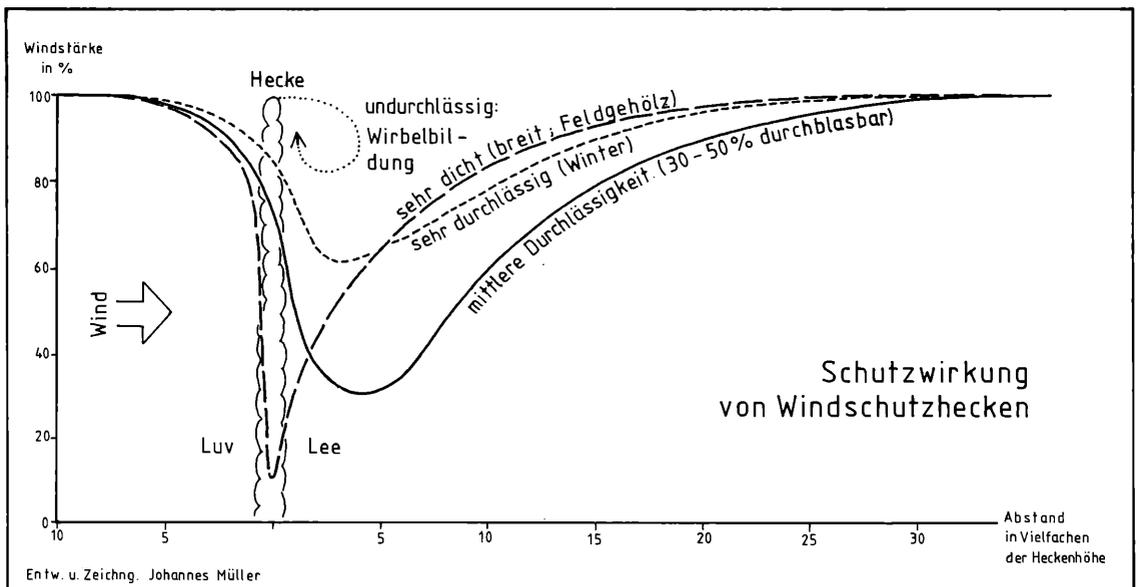
3.2.2 Wirkungsmechanismus der einzelnen Hecke

Um eine möglichst hohe Schutzwirkung zu erzielen, müssen einige Grundsätze bei der Gestaltung von Windschutzanlagen eingehalten werden.

Vor jedem Einzelhindernis wird der Wind zum Aufsteigen gezwungen. Danach behält er diese Bewegungsrichtung noch für kurze Zeit bei, um dann wieder abzusinken, allerdings wesentlich langsamer weshalb die Schutzzone im Lee etwa fünfmal so weit reicht, wie im Luv und die Abschwächung in Heckenähe am effektivsten ist, wie aus Fig. 7 ersichtlich wird. Da die Reichweite direkt von der Hindernishöhe abhängt, wird sie üblicherweise in Vielfachen der Höhe angegeben.

Aus dieser Graphik geht auch hervor, daß es Unterschiede nach dem Grad der Durchblasbarkeit von Hecken gibt. Die Experimente von KREUTZ und WALTER (1958) haben gezeigt, daß mit zunehmender Dichte die Schutzwirkung unmittelbar hinter dem Hindernis zwar ansteigt, jedoch auf eine viel kürzere Strecke zusammengedrängt wird. Mit zunehmender Dichte steigt auch der Turbulenzgrad im Lee unmittelbar hinter dem Hindernis, so daß im Extremfall hier die Erosion und Durchmischung der Luft sogar heraufgesetzt werden können. Umgekehrt sinkt der Wirkungsgrad ab einer bestimmten Auflockerung wieder ab. Es kann sogar wiederum zu Negativwirkungen durch Düsenwirkung mit lokaler Windverstärkung kommen. Allerdings steht einer solchen Situation dann die positive Bremswirkung auf weitere Entfernung gegenüber, sobald die Einengung durchströmt ist.

Diese Zusammenhänge zeigen, daß es beim Windschutz nicht um eine bloße Abschirmung geht, sondern daß es hier auf eine möglichst effektive Absorption der Energie von ihrem Träger Wind an-



Figur 7

Schutzwirkung einer Windschutzhecke. Obwohl eine dichte Hecke die stärkste Windabschwächung bewirkt, ist eine Hecke mittlerer Dichte wegen der wesentlich breiteren Schutzzone ungleich günstiger. Nach GEIGER, 1951, S. 110; KREUTZ und WALTER, 1958, S. 281.

kommt, eine Forderung, der lebende Windschutzanlagen am besten gerecht werden. Rein auf die Windschutzwirkung abzielende Hecken sollten zu 30-50 % durchblasbar sein, was von der zweireihigen Hecke am besten erfüllt wird (KREUTZ und WALTER, 1958, S. 281).

3.2.3 Nebenwirkungen und Interdependenzen zu anderen Funktionen

Es muß berücksichtigt werden, daß die Durchblasbarkeit der Hecke mit dem winterlichen Laubfall steigt, was von KREUTZ und WALTER (1958) nicht diskutiert wird. Der kritischste Zeitraum für die Winderosion liegt in Ackerbaugebieten wegen der kahlen Felder und der erhöhten Windstärken im zeitigen Frühjahr und im Herbst. Da hier die volle Belaubung noch nicht bzw. nicht mehr gegeben ist, wäre eine dreireihige Hecke einer zweireihigen vorzuziehen.

Ein Problem stellt die Umströmung der Hecke dar. Die Schutzwirkung reicht nur bis etwa 20 m seitlich neben die Projektionslinie der Hauptwindrichtung, wo wieder der Normalwert erreicht ist. Von hier aus seitwärts steigt die Windgeschwindigkeit jedoch bis auf 130 % des Normalwertes in einer Entfernung von 100 m neben der Hecke an, bevor sie wieder langsam auf den Normalwert zurückgeht (GEIGER, 1951, S. 113). Diese Schwierigkeit läßt sich nur durch eine sinnvolle flächenhafte Planung mit einer entsprechenden Staffelung der Hecken umgehen. Das gleiche gilt für die Abstimmung zwischen Windschutz und Frostschutz (siehe Abschnitt 3.3.3).

Sehr wichtig ist ein guter Bodenabschluß der Hecke. Er verhindert eine nachteilige Düsenwirkung, ist durch das Abbremsen des Oberflächenwassers für den Wassererosionsschutz wichtig und wird von den zahlreichen bodenbrütenden Heckenvögeln als Abschirmung benötigt.

Die zunächst so einheitlich erscheinenden Flächen in Lößgebieten werden kleinräumig durch eine Vielzahl von Mulden, Dellen und Tälchen gegliedert. Wegen der herabgesetzten Windgeschwindigkeiten und der zunehmenden Gefahr der Wassererosion kommt der Winderosion hier nur noch eine untergeordnete Bedeutung zu. Im Einzelfall werden Modifikationen des Windschutzsystems schon ab geringen Hangneigungen (ab 3 %) in Richtung auf Wassererosionsschutz sinnvoll.

Auf den flachen Reliefteilen spielt die Wassererosion zwar eine geringe Rolle. Trotzdem läßt sie sich durch die primär als Windschutz angelegten Hecken sogar noch reduzieren, da auch diese das Abfließen des Wassers vermindern. Wichtiger ist diese Tatsache jedoch für anschließende steilere Hänge. Wenn dort von den Flachbereichen weniger Wasser zufließt verringert sich dadurch die Gesamtwassermenge und somit die Erosionsleistung deutlich.

Meßbare Verlagerungen durch die Winderosion sind schwer zu fassen und Bodenpartikel werden häufig vielleicht nur über wenige Meter in die nächste Tiefenlinie verfrachtet. Von dort kann jedoch der Transport der einmal aus dem Bodenverband herausgerissenen Teilchen dann umso leichter durch Wasser weitergehen. Leider existieren keine Untersuchungen über die quantitative Bedeutung



Abbildung 4

Ausgeräumter Flachbereich wie er typisch ist für die Intensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands: ästhetisch monoton, extrem artenarm, winderosions- und austrocknungsgefährdet. Durch eine geschickte Anlage von Hecken läßt sich das Windgeschehen flächenhaft vom Boden abheben und gleichzeitig die Gefahr von Kaltluftstaus umgehen. (Foto: Gewinn „Im Kalten Feld“, Gemarkung Gaukönigshofen/Mainfranken).

dieses „Hilfseffektes“ der Winderosion für die Wassererosion.

Eine breitere (dreireihige) Hecke kann eine bessere Abschirmung des Inneren und eine größere Biotopvielfalt bieten und wäre daher auch aus botanisch/zoologischen Gründen zu befürworten. ELMERN (1959, S. 738) fordert eine unruhige Firstlinie der Hecke um horizontale Wirbel zu vermeiden und das Wiederanlaufen des Windes zu verteilen. Dies läßt sich durch einzelne, nicht zurückgeschnittene Überhälter erreichen, was gleichzeitig eine hervorragende Ergänzung der Habitatvielfalt der Hecke insbesondere für Vögel bewirkt und von hohem landschaftsästhetischen Gestaltwert ist.

Für eine gleichmäßige Ausstattung der Flur mit Biotopen, für eine Biotopvernetzung und für die Verwendung beim Integrierten Pflanzenschutz ist eine aufgelockerte Struktur aus zahlreichen kürzeren Hecken anzustreben. Diese abwechslungsreiche Struktur kommt auch den landschaftsästhetischen Prinzipien entgegen, insbesondere auf den vom Relief wenig gegliederten Flächen.

Gleichzeitig läßt sich die Winddynamik flächenhaft am wirkungsvollsten mit einer aufgelockerten, möglichst gut über die Flur verteilten Heckenstruktur vom Boden abheben im Sinne einer „Aufrauhung“ (GEIGER). Schematisch einheitliche Langhecken sind dafür nicht nötig und wären nur bei einheitlicher Windrichtung sinnvoll. Hierbei zeigt sich eine erstaunlich weitreichende Übereinstimmung zwischen Windschutz-, Biotop- und landschaftsästhetischen Funktionen.

Hecken, die dem Windschutz dienen, beeinflussen über diesen Mechanismus zwangsläufig auch das Mikroklima, das durch die Windsituation entscheidend mitgesteuert wird.

3.3 Funktion Verdunstungsschutz

Die im vorherigen Abschnitt geschilderten Prinzipien der Windabschwächung durch Hecken innerhalb der bodennahen Luftschicht wirken sich über das Mikroklima auch direkt auf Pflanzenwachstum und Ertrag aus. Während die Erosion erst ab einer bestimmten Windstärke zum Problem wird, verändern bereits geringste Schwankungen der Bodensituation die mikroklimatischen Parameter. Dabei ist zwischen der Nahwirkung und der flächenhaften Beeinflussung zu unterscheiden. Eine Bewertung dieser Veränderungen für die landwirtschaftliche Ertragsituation hängt dabei ganz von den allgemein wirksamen Klimabedingungen am Standort ab.

3.3.1 Flächenhafte Beeinflussung mikroklimatischer Parameter durch Windschutz

Evaporation

„Die stärkste Mikroklimawirkung übt der Windschutz durch die Herabsetzung der Verdunstung aus“ (GEIGER, 1951, S. 113). Diese hängt hauptsächlich von zwei Faktoren ab: Der Temperatur der verdunstenden Oberfläche und der Windstärke. Die Verminderung der Verdunstung verläuft dabei direkt proportional zur Herabsetzung der Windgeschwindigkeit. Meßreihen von MÜLLER (1956) hinter einer Hecke ergaben, daß bei mittleren Windstärken die Evaporation in einer Entfernung gleich der doppelten Heckenhöhe um durchschnittlich 40 % reduziert ist (vgl. Fig. 8).

Als ein Indikator für die Auswirkung der Verdunstung auf Pflanzen läßt sich der osmotische Wert

heranziehen. Je höher der osmotische Wert einer Pflanze liegt, desto größer ist ihr Wassersättigungsdefizit, bzw. desto geringer ist ihre Hydratur (Wassergehalt). Messungen von STEUBING (1958) an Individuen derselben Art jeweils vor und hinter einer Hecke zeigten für die windgeschützten Individuen im Durchschnitt um 25 % (max. 66 %) geringere osmotische Werte, also eine bessere Wassersättigung. Xeromorphen Wachstumsbeschränkungen infolge der dauernden Belastung des Wasserhaushalts bewindeter Pflanzen äußern sich in geringerem Ertrag.

Taufall

Allgemein wird die starke Zunahme des Taufalls hinter Hecken festgestellt. Während KREUTZ (1961, S. 458) bis 80 % beschreibt, kommt MÜLLER (1956, S. 42) nur maximal auf 30 %. STEUBING (1952, S. 45) erwähnt eine Erhöhung um das Dreifache. Übereinstimmend stellen Müller und GEIGER (1961, S. 533) fest, daß die Erhöhung bei mittleren Windstärken am höchsten ausfällt, bei starkem Wind ist die Wirkung der Hecke geringer und bei Windstille fällt sie kaum ins Gewicht.

Obwohl die zitierten Ergebnisse sehr unterschiedlich ausfallen, stimmen sie darin überein, daß der Taufall durch den Ausstrahlungs- und Windschutz der Hecke extrem stark erhöht wird und erhebliche Bedeutung für den Wasserhaushalt der Pflanzen besitzt (Fig. 8).

Niederschlag

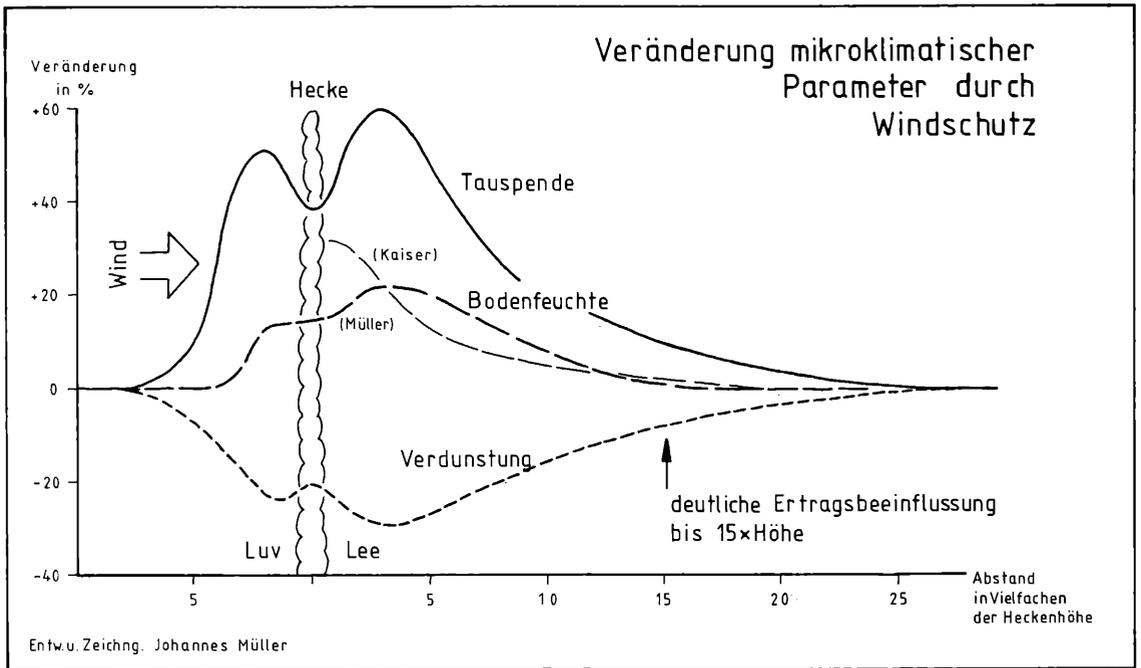
Nach Messungen von MÜLLER (1956, S. 42) liegt der Niederschlag im Lee einer Hecke um bis zu 10 % über den entsprechenden Freilandwerten. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Niederschlagssummen durch eine Heckenlandschaft nicht erhöht werden können, es findet nur eine räumliche Umverteilung statt.

Lufttemperatur

Hier gibt GEIGER (1961, S. 531) für die bodennahe Luftschicht hinter Hecken 1/2-1 Grad Celsius erhöhte Werte an. Nach MÜLLER (1956, S. 41) läßt sich das auf die geringere Durchmischung mit höheren Luftschichten zurückführen. Allerdings bleibt bei beiden unklar, welche Rückwirkungen die Temperaturerhöhung auf die Verdunstung hat, die dadurch ebenfalls zunehmen müßte. Auch könnte man vermuten, daß die Erhöhung der Bodentemperatur (s.u.) die darüberliegende Luftschicht mit erwärmt.

Einwirkungen auf das Bodenklima

Nach KAISER (1960, S. 3) wird die oben geschilderte Auswirkung des Windschutzes auf die bodennahe Luftschicht von der Wirkung auf Bodenfeuchte und -temperatur noch erheblich übertroffen. Seinen Beobachtungen zufolge verläuft der Gang der Windabschwächung in etwa parallel mit der Erhöhung der Bodenfeuchte und Bodentemperatur in einer Tiefe bis 50 cm. Dies erklärt er „als eine Folge der durch die Windschwächung verminderten Wasserverdunstung aus dem Boden. Durch letztere wird primär die Bodenfeuchte erhöht. Gleichzeitig wird dem Boden weniger Verdunstungswärme entzogen“ (KAISER, 1960, S. 68). Die Erhöhung der Bodentemperatur beträgt maximal 1 Grad Celsius, die der Bodenfeuchte 30 %, beides mit einem Maximum am späten Nachmittag, wenn der Vorteil des Verdunstungsschutzes am stärksten zum Tragen kommt (a.a.O. S. 68-69).



Figur 8

Veränderung verschiedener mikroklimatischer Parameter im Windschutz. Die entsprechenden Werte und Kurvenverläufe sind der Durchschnitt aus den zitierten Arbeiten (KAISER, 1960; KREUTZ, 1968; MÜLLER, 1956). Auffällig ist die starke Erhöhung der Tauspende, besonders wertvoll in Trockengebieten.

GEIGER (1951, S. 531) gibt sogar eine Erhöhung der Temperatur in der obersten Bodenschicht um durchschnittlich 2 Grad Celsius an. MÜLLER (1956, S. 42) ermittelte eine Erhöhung der Bodenfeuchte um maximal 24 % in 5-10 cm Tiefe und 19 % in 20-25 cm Tiefe. Bis 14facher Heckenhöhe im Lee gleicht sich der Wert dem Freilandwert an, was mit den Beobachtungen von Kaiser gut übereinstimmt.

3.3.2 Reichweiten

Die Reichweite mikroklimatischer Beeinflussungen durch Hindernisse hängt direkt mit ihrer Höhe zusammen, weshalb alle Angaben immer in Vielfachen der Höhe gemacht werden. Eine weitere Differenzierung tritt mit der Luv/Lee-Exposition auf. MÜLLER (1956) kommt in seinen Versuchen zu dem Ergebnis, daß sich die Windgeschwindigkeiten im Luv ab der 7fachen, im Lee bis zur 23fachen Heckenhöhe verändern. Wirkungen auf das Mikroklima konnte er allerdings nur bis zum 14fachen der Höhe im Lee bzw. dem vierfachen im Luv feststellen.

KREUTZ (1968) beziffert die Reichweite im Lee durchschnittlich ebenfalls auf die 14fache Hindernishöhe. Er differenziert nach Einzelparametern (siehe Fig. 8). Einen Einfluß auf den Ernteertrag konstatiert er jedoch nur bis zur 12fachen Höhe (a.a.O., S. 283).

KAISER (1960) stellt fest, daß auch bis zur 30fachen Hindernishöhe noch meßbare Beeinflussungen festzustellen seien, aber ein Einfluß auf Anbaufrüchte nur bis zur 15fachen Höhe gegeben ist.

Die Wirkung auf die mikroklimatischen Parameter hat dabei nach übereinstimmender Aussage der zitierten Autoren ihr Maximum ein Stück hinter der Hecke, entsprechend dem 23fachen ihrer Höhe und nimmt dann langsam ab (vgl. Fig. 8).

3.3.3 Frostgefahr

Die normalerweise erwünschte Herabsetzung der Windgeschwindigkeit kann in besonderen Fällen auch nachteilig wirken. Die Stagnation der Luft bei ruhiger Wetterlage wird im Heckenbereich eher herbeigeführt als in freiem Gelände und begünstigt somit die Ausstrahlung. GEIGER (1951, S. 114) stellt daher fest: „Der künstliche Windschutz bringt also stets eine Erhöhung der Frostgefahr. Man kann diese Gefahr herabsetzen durch Öffnungen in den Windschutzstreifen. Besonders im Hügel- und Berggelände wird man damit Erfolg haben, wo die nächtliche Kaltluft abfließen kann.“ Dies trifft für die meisten Gebiete Süddeutschlands zu.

Entsprechende Öffnungen müssen an den Punkten angelegt sein, wo vom Relief her Kaltluftabflüsse vorgegeben sind, was aber nur durch genaue Geländebeobachtung entschieden werden kann. Die schwere Kaltluft fließt in tieferliegende Relieftteile ab, wobei sie sich nur in etwa ähnlich wie Wasser verhält. Sie folgt zwar Tiefenlinien, wie Mulden oder Dellen, kann aber auch Unebenheiten überfließen (GEIGER, 1951, S. 209-210).

Ein gewisser Widerspruch ergibt sich zu der Forderung des Windschutzes, nicht durch Düsenwirkung an Öffnungen die Erosionsgefahr zu erhöhen. Hier muß nach lokalen Verhältnissen entschieden werden, welcher Gefahr größeres Gewicht beizumessen ist. In geneigtem Gelände läßt sich dieser Konflikt aber meistens durch eine geschickte Anlage solcher Durchlässe umgehen, da der Kaltluft oft mehrere Abflußmöglichkeiten zur Verfügung stehen. Es sind dafür diejenigen Stellen zu bevorzugen, wo die Hecken längs zur vorherrschenden Windrichtung liegen. Eine Staffelung und Hintereinanderschaltung kürzerer Hecken im Sinne einer aufgelockerten Netzstruktur beschränkt das Auftreten solcher Probleme schon von sich aus auf wenige Fälle.

3.3.4 Gesamtwirkung und Interdependenzen zu anderen Funktionen

Trotz der zum Teil recht unterschiedlichen quantitativen Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen läßt sich eine deutliche Tendenz der Beeinflussung des Mikroklimas durch Hecken in einem breiten Bereich erkennen.

Während sich die absoluten Niederschlagswerte nicht erhöhen lassen, ist es „die Verringerung der austrocknenden Wirkung des Windes“ (GEIGER, 1951, S. 518), die mehr Feuchtigkeit in lokalen Kreisläufen erhält. Dabei geht es nicht um eine „Vernässung“ heute trockener Standorte, wofür die Veränderungen viel zu gering wären. Vielmehr wird den Pflanzen vor allem während der häufigen, sommerlichen Trockenperioden durch den stark erhöhten Taufall mehr Feuchtigkeit für ihren Wasserhaushalt direkt zur Verfügung gestellt, bzw. durch die reduzierte Verdunstung weniger Wasser entzogen. Wie MÜLLER (1956, S. 43) feststellte, wurde der Ertrag angrenzender Felder in trockenen Jahren etwa doppelt so stark erhöht, wie in feuchten. Die allgemeinen Standortbedingungen, die auch für eine eventuelle Drainage ausschlaggebend sind, lassen sich durch Verdunstungsschutz-Maßnahmen nicht beeinflussen.

Beide Effekte sind nach lokalklimatischen Verhältnissen und der edaphischen Situation zu bewerten und in den Süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften, die eher durch Trockenheit beeinträchtigt sind, im allgemeinen positiv zu beurteilen. Der Feuchtigkeitsgewinn resultiert aus der längeren Verweildauer des Wassers in lokalen Kreisläufen.

Außerdem muß noch auf einen anderen Mechanismus hingewiesen werden, der die Bodenfeuchte in nur schwach geneigtem Gelände beeinflußt. Durch den Benetzungswiderstand kann ein trockener Boden zunächst nur wenig Wasser aufnehmen, das meiste fließt oberflächlich in den Vorfluter ab und geht damit dem lokalen System verloren (GEIGER, 1951, S. 152). Je steiler das Gelände ist, umso stärker ist dieser Effekt. Erst nachdem die Luft aus dem Boden verdrängt und dieser durchfeuchtet ist, kann eine merkliche Infiltration beginnen. Gerade bei sommerlichen Starkregen trifft eine kurzzeitig große Wassermenge auf einen trockenen Boden. Bis der Benetzungswiderstand überwunden ist, sind diese Regenfälle oft schon zuende, so daß relativ wenig Wasser in den Boden gelangt. Wenn der Boden infolge mikroklimatischer Verbesserungen jedoch noch eine höhere Restfeuchte besitzt, kann er das Niederschlagswasser schneller aufnehmen. Die Niederschlagsspende kann zu einem größeren Teil in das lokale System eingespeist werden und den Kulturen zur Verfügung stehen.

Die Unterbrechung des Oberflächenabflusses durch Erosionsschutzhecken kann die Feuchtigkeitsbilanz des Bodens zusätzlich verbessern. In diesem Zusammenhang zeigt sich auch wieder die Bedeutung des Ton-Humus-Komplexes für die Wasserspeicherung. Die Verringerung der Erosion und die Erhöhung der Bodenfeuchte stehen hier in doppelter gegenseitiger Abhängigkeit. In den einschlägigen Arbeiten werden diese Effekte jedoch kaum beachtet, vermutlich weil es sich um Prozesse zweier verschiedener Partialkomplexe handelt.

Hinsichtlich der Heckenstruktur und -dichte, sowie der Zusammenhänge mit den Anforderungen der anderen Funktionen gilt wegen des gleichen Wirkungsmechanismus das bei der Winderosion Gesagte. Während die Heckenplanung schon bei geringen

Neigungen dem Schutz vor Wassererosion Vorrang gewähren muß, erstrecken sich die Verbesserungen auf das Mikroklima auch in den Bereich der Hänge.

3.4 Biotopfunktion für die Flora

Der Wert von Hecken in der Landschaft beruht gerade darin, daß sie im Gegensatz zu technischen Mitteln des Landschaftsbaus lebende Organismen darstellen und neben den bisher behandelten abiotischen Funktionen auch biotische Funktionen für Flora und Fauna bereitstellen.

Um dies entsprechend würdigen zu können, muß man sich die starke innere Differenzierung in Teilbiotope unterschiedlicher Ausstattung und die pflanzensoziologische Vielfalt vergegenwärtigen, in der die Anpassung an die kleinräumig wechselnden Standortbedingungen zum Ausdruck kommt.

3.4.1 Pflanzensoziologische und interne Differenzierung von Hecken

Die gerade in Süddeutschland kleinräumig wechselnden Unterschiede in geologischem Untergrund, klimatischen Einflüssen und Bewirtschaftung führte dazu, „daß Hecken komplizierte, heterogen aufgebaute Vegetationseinheiten darstellen, deren vegetationskundliche und standörtliche Beschreibung schwierig und bis heute nicht abgeschlossen ist“ (SCHULZE et al., 1984, S. 5). Daneben ist die Taxonomie der wichtigsten Gattungen von Heckenpflanzen (insbesondere *Rubus*, *Crataegus*, *Rosa*) im Bereich der zahllosen Unter- und Kleinarten bis heute ungeklärt (a.a.O.).

Pflanzensoziologische Einordnung

Diese Unsicherheit geht bis hinauf zur grundsätzlichen pflanzensoziologischen Einordnung von Hecken. Noch immer herrscht keine Einigkeit unter Pflanzensoziologen ob die Heckengesellschaften eine eigene Klasse darstellen. Während REIF (1982, S. 20) sie mit der Ordnung *Prunetalia* zu der Klasse der Fallaubwälder (*Quercus-Fagetea*) stellt, betonen SCHWABE-BRAUN und WILMANN (1982, S. 53) ihre Eigenständigkeit in Form der Klasse *Rhamno-Prunetea* (Schlehengebüsche), die auf der Stufe der Ordnung nicht weiter unterteilbar ist (Ordnung *Prunetalia spinosae*).

Auf Verbands-Ebene lassen sich in Mitteleuropa, parallel zu den Unterschieden bei der Entstehung und den natürlichen Gegebenheiten, die subatlantischen Brombeerhecken (nach WILMANN, 1978, S. 262: *Rubion subatlanticum*, nach REIF, 1982, S. 20: *Rubio-Prunion spinosae*) mit Schwerpunkt im atlantisch getönten Klimabereich deutlich von den kalk- und wärmeliebenden Gebüschern des Berberidons mit Schwerpunkt in Süddeutschland abgrenzen.

In Süddeutschland ist die Assoziation des *Pruno-Ligustretum* am weitesten verbreitet und kann als charakteristisch für die trocken-warmen Gäulandschaften Süddeutschlands angesehen werden. Sie ist relativ artenarm und wird dominiert von *Prunus spinosa* (Schlehe, über 50% Flächendeckung), *Rosa*- und *Crataegus*-Arten (Weißdorn). Als Charakterarten grenzen *Ligustrum vulgare* (Liguster) und *Rosa rubiginosa* das *Pruno-Ligustretum* zu den anderen Assoziationen ab (REIF, 1982, S. 20).

Die *Prunus spinosa Prunetalia*-Gesellschaft ist eine sehr artenarme Schlehenhecke, bei der in intensiv genutzter Ackerlandschaft die besonders resistente Schlehe (Feuerresistenz) durch Hieb und Brand

herausselektioniert wurde (a.a.O., S. 21). Im Extremfall können auf diese Weise reine Schlehenhecken entstehen (MÜLLER, 1982, S. 15).

Bereits geringfügige klimatische Veränderungen lassen sich am Artenspektrum der Hecken ablesen. Das Rhamno-Cornetum (Kreuzdorn-Hartriegel-Gebüsch) folgt in der Höhenzonierung, wobei einige wärmeliebende Spezialisten bereits ausfallen, ohne daß montane Arten hinzukämen. In den Tieflagen kann es als Verarmungsstadium des Pruno-Ligustretums auftreten.

Typisch für die basen- und nährstoffreichen Standorte über etwa 450 m ist das Corylo-rosetum vosa-giacae mit bereits montanen Rosa-Spezies als Charakter- und Trennarten. Noch weiter im montanen Bereich wird diese Assoziation des Berberidon von Assoziationen des Verbandes Quercu-Fagetea abgelöst (REIF, 1982, S. 21-22), die jedoch für die Gunstgebiete Süddeutschlands keine Bedeutung mehr haben.

Diese bei weitem nicht vollständige Liste soll zeigen, daß Hecken als eigenständige Pflanzengesellschaften betrachtet werden müssen, die regelhaft nach ihren Umwelteinflüssen differenziert werden können. Neben der Bedeutung dieser Anpassung für die Vitalität der Biozönose und die Bewahrung des Genpotentials macht dies vor allem die Notwendigkeit deutlich, bei Eingriffen oder Neupflanzungen von Hecken auf die Bewahrung lokaler Charakteristika zu achten.

Hecken als Ökotope und ihr innerer Aufbau

Der längliche, bandförmige Aufbau von Hecken bedingt einen sehr kleinen Innenraum im Verhältnis zu den Kontaktflächen nach außen, so daß Hecken als „Sonderformen von Saumbiozönosen“ (ROTTER und KNEITZ, 1977, S. 55) oder Ökotope (SCHWABE-BRAUN und WILMANN, 1982, S. 53) bezeichnet werden können. In Struktur und Funktion lassen sie sich mit „zwei zusammengesetzten Waldrändern“ vergleichen (a.a.O., S. 50), wodurch quasi eine „Doppel-Saumbiozönose“ entsteht und der Wirkungsgrad einfacher Ökotope nochmals erheblich erhöht wird.

Die Differenzierung einer Hecke in Dach, Mantel, Kern, Saum und Trauf repräsentiert Unterschiede im mikroklimatischen Bereich (Strahlungsbilanz, Temperatur, Luftfeuchtigkeit) die zu einer vielfältigen Differenzierung von ökologischen Nischen führen (SCHULZE, et al., 1984, S. 92). So herrschen beispielsweise im Inneren feuchtere Bedingungen, die Waldarten Lebensmöglichkeiten bieten. Die Säume sind Trockenrasen vergleichbar, während am Heckenrand die Verhältnisse mehr an offene Vegetation erinnern.

Damit wird auch die Abgrenzung zum Feldgehölz offenkundig, dessen Baumgruppe den ökologischen Verhältnissen des Waldes schon viel näher kommt, woraus sich wesentlich geringere Austauschbeziehungen zur Umgebung ergeben (ROTTER u. KNEITZ, 1977, S. 7)

Der anthropogene Einfluß

Die Unterscheidung zum Feldgehölz weist bereits auf den Einflußfaktor Mensch hin, der entscheidend für die Physiognomie und damit die ökologischen Besonderheiten der Hecke verantwortlich ist. Die anthropogenen Eingriffe halten die Sukzession der Heckenflora künstlich auf einem bestimmten Stand. Ohne die Bearbeitung der Felder ringsum

würden sich die Heckenpflanzen auch horizontal ausbreiten. Beides würde den Charakter so stark verändern, daß man nicht mehr von einer Hecke sprechen könnte. In diesem Zusammenhang wird die Wichtigkeit einer geordneten, regelmäßigen Heckenpflege für die Erhaltung dieses anthropogen gesteuerten Biotops deutlich.

Säume

Die begleitenden Säume sind als ein wichtiger Bestandteil der Hecke anzusehen und mit eigenständigen Aufgaben für ihre ökologische Wirksamkeit sehr wichtig (SCHWABE-BRAUN u. WILMANN, 1982, S. 54).

Ebenso, wie die eigentlichen Hecken, reagieren die Säume sehr sensibel auf Veränderungen der Umwelteinflüsse und lassen sich aufgrund ihrer charakteristischen Zusammensetzung den unterschiedlichen Heckentypen zuordnen (REIF et al., 1984, S. 127-131). Sie bestehen aus Kräutern und Gräsern und bilden die Übergangszone zwischen den Heckensträuchern und den angrenzenden Feldern oder Wiesen. Demzufolge sind die Wechselwirkungen zwischen Acker und Saum stärker als zum Heckeninneren.

Wegen ihres „eigenständigen Vegetationscharakters“ stellen REIF et al. die Hecken säume in eigene pflanzensoziologische Einheiten, die in erster Linie die Art der angrenzenden Bewirtschaftung widerspiegeln und in geringerem Maß von der Vegetation der Hecke bestimmt werden.

3.4.2 Heckenflora und Verunkrautung

Eine häufig vorgebrachte Befürchtung der Landwirtschaft gilt der Hecke als potentiell Unkrautherd. Wie REIF et al. (1984, S. 133) dem gegenüber feststellte, besteht zwischen der Heckenflora und dem Acker eine scharfe Vegetationsgrenze. „Alle wesentlichen Ackerunkräuter gehören zu den ausgesprochenen Lichtpflanzen, daher gedeihen sie bestenfalls mit stark reduzierter Vitalität in der Hecke“ (a.a.O., S. 135). Als einziges wäre die Ausbreitung von *Agropyron repens* (Quecke) in die Äcker denkbar. Die Autoren argumentieren jedoch, daß diese viel häufiger in Hecken vorkommen, die an Äcker grenzen, als in solchen neben Grünland, so daß die umgekehrte Ausbreitungsrichtung wahrscheinlicher ist. Ohne eine Eutrophierung der Hecke von außen wären Feldarten hier überhaupt nicht konkurrenzkräftig genug um zu existieren. Als weitere Voraussetzung nennt KNAUER (1986, S. 14) den Samendruck vom Feld.

Wesentlich gravierender macht sich umgekehrt der Nährstoffeintrag in die Hecke bemerkbar, vor allem am Heckensaum, wo zudem noch ausreichend Licht für die Feldarten zur Verfügung steht. Durch Nährstoffeintrag bei angrenzender Ackernutzung werden die mesophilen Arten vor allem des Saumes durch nitrophile zurückgedrängt, was mit einer Verarmung einhergeht. Kommt dazu noch mechanische Belastung (Umbruch) so entsteht die Assoziation des *Convolvulo-Agropyretum repentis* mit nur noch 12 Arten und der hochsteten, fast bestandsbildenden Quecke (REIF et al., 1984, S. 127-131).

Diese Zusammenhänge zeigen, daß nicht die Äcker von der Hecke aus verunkrautet werden, sondern daß diese eher durch die Wirtschaftsmaßnahmen auf den Feldern beeinträchtigt wird.

3.4.3 Funktion im Artenschutz

„Eine große Gruppe gefährdeter Pflanzenarten kann in den bisher ausgeschiedenen Naturschutzgebieten und sonstigen Reservaten – ob sich selbst überlassen oder zielgerecht gepflegt – nicht erhalten werden. So uneinheitlich die Zusammensetzung dieser Gruppe auch ist, gemeinsam ist ihren Arten, daß sie auf vom Menschen beeinflussten Standorten wachsen“ (SUKOPP, 1980, S. 35).

Sukopp schlägt daher die Schaffung von „Feldflorareservaten“ vor, in denen traditionelle, heute unrentable Formen des Ackerbaus betrieben werden sollen (a.a.O., S. 36). Obwohl das vielleicht für einige Arten die einzige Möglichkeit des Überlebens ist, besteht doch die große Gefahr, daß durch den Rückzug ins Museum die übrige Fläche ungehemmt intensiviert wird und den Feldflorareservaten nur Alibifunktionen zukommen.

Gerade Übergangsbiotope (Ökotope), wie z.B. Hecken, beherbergen in ihrer Artenmannigfaltigkeit einen großen Anteil der gefährdeten heimischen Pflanzenarten. Werden sie durch Ackerraine und ungespritzte Ackerrandsteifen ergänzt, so läßt sich auf relativ geringer Fläche eine überproportional hohe Zahl der typischen, anthropogen geförderten Arten der Feldflora erhalten, wie aus Fig. 9 ersichtlich ist.

Ein breites Artenspektrum an Ruderal- und Segetalpflanzen, wie sie im Bereich von Hecken typischerweise vorkommen, ist ein wesentlicher Bestandteil dessen, was die Kulturlandschaft ausmacht, die sich nur als Einheit erhalten läßt. Ohne die über Jahrhunderte an die besonderen Bedingungen der agrarischen Nutzung angepaßte Fauna würde die Landschaft zu einer reinen Produktionsfläche verkommen, ausgerichtet allein am ökonomischen Nutzen.

Zur Erhaltung der Wuchsform, Artenzusammensetzung und ökologischen Auswirkung ist es zwingend notwendig, Hecken wie es ihrer Entstehung entspricht alle paar Jahre auszuasten und turnusmäßig auf den Stock zu setzen (REIF, et al., 1984, S. 125). Andernfalls würden die Gehölze teilweise zu Bäumen durchwachsen, andere Arten verdrängen und die ökologische Charakteristik der Hecke verändern.

Soweit wie irgendmöglich sollte bei Neuanlagen auf einheimisches lokales Pflanzgut zurückgegriffen werden. „Z.B kann gepflanzter *Crataegus monogyna* mit bodenständigen Weißdornarten bastardisieren, was zu einer schleichenden Florenveränderung führen kann. Die Kleinarten der Rosengewächse (Rosen, Brombeeren) sind in gleicher Weise gefährdet. Es ist abzusehen, daß daraus in Zukunft eine bemerkenswerte Verarmung der einheimischen Flora resultiert“ (REIF, et al., 1984, S. 139).

Neben der Betrachtung der Gehölzarten verdienen auch die Kräuter der Säume gebührende Beachtung und Schutz, da sie zum charakteristischen, assoziationsstypischen Aufbau einer Hecke gehören.

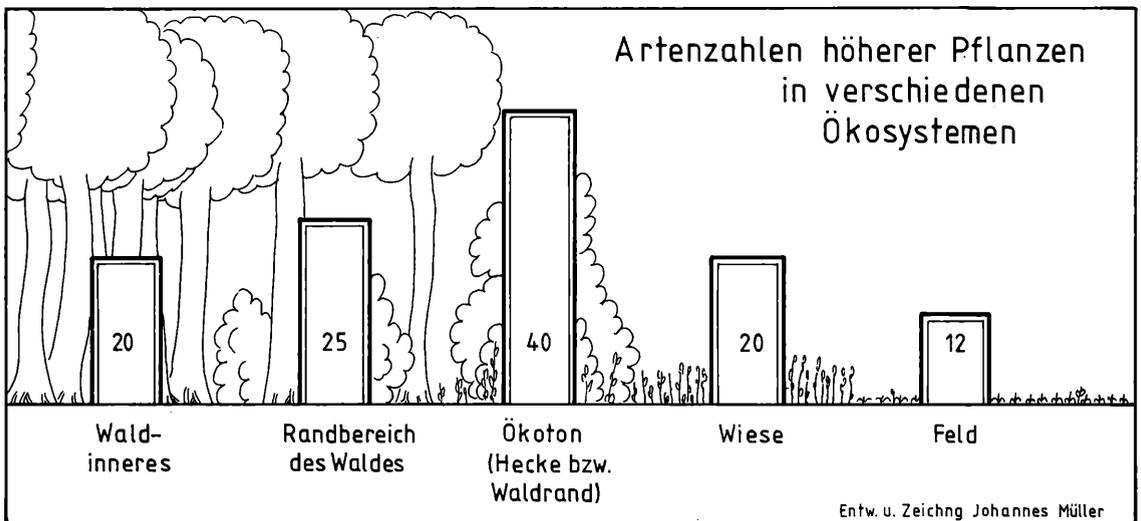
3.4.4 Interdependenzen zu anderen Funktionen

Die Differenzierung der Hecke in Zentrum und Saum ist nicht nur aus floristischen Gründen von Bedeutung, sondern zeigt auch direkte Beziehungen zu anderen Funktionen. Bei der im Erosionsschutz angestrebten Unterbrechung des oberflächlichen Wasserabflusses leistet die dichte Krautflora der Säume weit mehr als das Wurzelwerk im Hekkeninneren.

Säume sind jedoch auch für die Hecke selbst von großer Bedeutung, da sie den Nährstoffeintrag von den Feldern abfangen und der Eutrophierung der Hecke vorbeugen. Da sie andererseits gerade den Bereich bedecken, wo sich die Wurzelkonkurrenz der Heckensträucher am stärksten auswirkt, ist es auch ökonomisch unsinnig bis ganz an die Hecke hin zu ackern und die Säume zu zerstören. Um sie besser zu schützen wäre sogar eine Kombination mit ungespritzten und ungedüngten Ackerrandstreifen sehr sinnvoll.

Aufgrund ihrer weniger schützenden Vegetation haben die Säume ein trockeneres und wärmeres Kleinklima und bieten feldähnlichere Lebensbedingungen. Dadurch werden sie in erhöhtem Maße für den Austausch zwischen den beiden angrenzenden Teilökosystemen Hecke und Feld wichtig.

Die Erhaltung der einst weit verbreiteten Ruderal- und Segetalflora als integraler Teil der historisch gewachsenen Kulturlandschaft läßt sich innerhalb der modernen Landwirtschaft mit hoher Produkti-



Figur 9

Artenzahlen höherer Pflanzen in verschiedenen Ökosystemen. Die ökologische Vielfalt von Ökotonen (Übergangsbiotopen, wozu auch Hecken gehören) kommt in der erhöhten Artenzahl zum Ausdruck. Zahlen aus: SCHARL, 1978, S. 35.



Abbildung 5

Biotopvielfalt von Hecken. Die starke Differenzierung der Biotopstrukturen, die durch eine Ergänzung mit Säumen, einzelnen durchgewachsenen Bäumen und Rainen noch erhöht wird, bedingt eine überdurchschnittliche Vielfalt von ökologischen Nischen. Dafür benötigen Hecken im Verhältnis nur wenig der knappen Fläche um die Artenvielfalt der gesamten Flur anzuheben.

vität ohne Rückzugsbiotope nicht mehr verwirklichen. Hecken kommt hierfür eine erheblich höhere Bedeutung zu als früher.

Doch auch die typischen Heckensträucher finden sich in dieser charakteristischen Kombination in sonst keiner anderen Pflanzengesellschaft. Die extreme Aufsplitterung namentlich der Gattungen *Rubus* und *Rosa* in eine Vielzahl lokaltypischer Subspezies ist noch nicht einmal genau botanisch untersucht. Sie birgt ein enormes genetisches Potential, dessen Erhaltung (und Schutz gegen Vermischung bei Neuanpflanzungen) einen hohen Stellenwert für die Vitalität, aber auch für die Artenvielfalt hat.

Die Bedeutung einer möglichst vielfältigen Biotopstruktur mit Hecken unterschiedlicher Länge, ergänzt durch Überhälter, Einzelbäume und Raine für die landschaftsästhetische Wirkung ist offensichtlich. Sehr wichtig ist hierfür aber auch die Orientierung an lokaltypischen Vorbildern. Eine "importierte" Heckenstruktur mit fremden Arten ohne Bezug zum historischen Bild der „Gäuland-Hecken“ würde den optischen Gewinn stark reduzieren. Um eine möglichst authentische Zusammensetzung der Vegetation zu erreichen, sollte man sich an den lokalen pflanzensoziologischen Einheiten orientieren.

Die Erhaltung der Vielfalt der Lebensräume innerhalb der Hecke durch regelmäßige Pflege ist gleichzeitig wichtigste Voraussetzung für ihre Funktion als Biotop für die Fauna.

3.5 Biotopfunktion für die Fauna

Die populärste Heckenfunktion stellt wohl ihre Rolle als Lebensraum für Tiere dar. Trotzdem wird hier häufig zu wenig differenziert, denn genauer betrachtet handelt es sich um mehrere Funktionen für die Fauna, die noch durch die sehr unterschiedlichen Anforderungen der verschiedenen heckenbewohnenden Tiergruppen verkompliziert werden. Die genaue Beachtung dieser Unterschiede ist wichtig sowohl für eine wirkungsvolle zweckdienliche Planung, als auch um die volle Bedeutung der Hecke für die Tierwelt und ihre Erhaltung zu erfassen. Entscheidend für die hohe Artenzahl der Heckenfauna ist die besondere Struktur der Hecken als Ökoton.

3.5.1 Der edge-effect als Grundlage der Artenvielfalt

Infolge der sehr starken mikroklimatischen Differenzierung und mosaikartigen Zusammensetzung verschiedener ökologischer Nischen können sich in Hecken, wie in Ökotonen allgemein, mehr Arten und in größerer Abundanz ansiedeln, als in homogen aufgebauten Biozönosen. Diese hohe Vielfalt wird als "edgeeffect" oder „Grenzlinienwirkung“ bezeichnet (ROTTER und KNEITZ, 1977, S. 57). Der edge-effect von Hecken drückt sich für die Fauna in einer großen Zahl an Überwinterungsplätzen, Deckungsmöglichkeiten, Temperatur- und Feuchtigkeitsunterschieden aus. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die meisten Heckenbewohner dieses Angebot nur als Ausgangspunkt bzw. Ergän-

zung nutzen und angrenzende Lebensräume ebenfalls nutzen, oft sogar benötigen, wodurch sich ein intensives Beziehungsgefüge der mobilen Heckenfauna zur angrenzenden Feldflur ergibt.

Das vielfältige Nahrungsangebot bringt es mit sich, daß die Hecken in zahlreichen Nahrungsketten des Agrarökosystems eine Rolle spielen. Da die meisten vor allem der höheren Lebewesen mehr als nur einen Teillebensraum benötigen, bietet der Strukturreichtum der Hecken für viele Tiere der Feldflur auch in dieser Hinsicht eine wesentliche, teilweise notwendige Ergänzung ihrer Standortsansprüche.

Weil die recht homogenen Agrarflächen diese Vielfalt nicht bieten können, konzentrieren und summieren sich die Beziehungen an den höher organisierten Hecken, die so in vielfacher Weise eine Art „Relaisfunktion“ (ZWÖLFER, 1982, S. 63) innehaben. Die Hecken stellen also keine isolierten Inseln oder Refugien inmitten einer lebensfeindlichen Umwelt dar. Ihr Beziehungsgefüge strahlt räumlich auf die angrenzenden Gebiete aus. Trotz ihres geringen Platzbedarfs heben Hecken dadurch das Niveau der Artenvielfalt der gesamten Landschaft deutlich an.

3.5.2 Funktionen und Bedeutung für die Fauna

ZWÖLFER (1982, S. 61-63) gliedert die Funktionen der Hecken für Tiere in zwei Hauptbereiche: Trophische- und Strukturfunktionen.

Trophische Funktionen

Das Nahrungsangebot der Kulturlandschaft ist für die Mehrzahl der Tiere bereits nicht mehr ausreichend, weil entweder

- wegen der weitgehenden Monotonisierung der Landwirtschaft bestimmte Nahrungsgrundbedürfnisse garnicht befriedigt werden können, oder
- der Fauna bei der Ernte die Nahrungsgrundlage entzogen wird.

Auf diese Weise werden Nahrungsspezialisten gefördert, die dann als Schädlinge das für sie überreiche Nahrungsangebot kurzfristig zur Massenvermehrung nutzen, während den Nützlingen die Nahrungsgrundlagen fehlen.

Diese Lücken können die Hecken als „Nahrungsrefugium“ (ZWÖLFER, 1982a, S. 63) überbrücken. Sie zeichnen sich durch eine Vielfalt von Nahrungsressourcen aus, die in Mitteleuropa von keinem anderen Vegetationstyp auf solch kleinem Raum erreicht wird. Zudem ist diese Primärproduktion der Hecke relativ stabil und wird über das ganze Jahr hin angeboten, was „in hohem Maße zur zeitlichen Kontinuität ökologischer Prozesse beiträgt“ (a.a.O.).

Durch die besondere dreidimensionale Raumstruktur können Hecken eine etwa 2-3 Mal größere Blattfläche bilden als flächige Vegetationstypen, wie Wälder oder Äcker, und eine entsprechend größere Menge an Strahlungsenergie aufnehmen. Dieser hohe Ausnutzungsgrad an Primär-Energie, verbunden mit dem um den Faktor 3-4 über dem Wald liegenden Blattflächenkonsum, kommt in der Menge der produzierten Phyllophagen (blattfressende Insekten) zum Ausdruck, die zehnfach über der eines Buchenwaldes liegt. Diese werden durch Entomophagen (fleischfressende Insekten) kontrolliert, die die in den Primär-Konsumenten gespeicherte Energie auf höhere trophische Ebenen transformieren und sie in die Umgebung exportieren.

Deshalb kommt den Hecken eine wichtige, auf das Umland übergreifende ökologische Produktions-, Verteiler- und Austauschfunktion zu (LANGE, 1982, S. 66).

Strukturfunktionen

Eine Zusammenstellung der Strukturfunktionen von Hecken findet sich bei BLAB (1986, S. 176) und WILDERMUTH (1980, S. 202) und läßt sich nach Tiergruppen gliedern.

Für Kleinsäuger und räuberische Insekten:

- Überwinterungsquartier;
- Deckung und Schutz vor Witterung und Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Umgebung;
- Verstecke und Schlafplätze für Dämmerungsaktive (Igel, Erdkröte, Eulen);
- Licht und Wärme für sonnenliebende Arten (Reptilien, Schmetterlinge);
- Stützpunkte für Wild (Reh, Hase, Rebhuhn);
- Dickichte und Strukturen für Fallensteller (Spinnen).

Für Vögel:

- Bereitstellung von Nistplätzen für Boden- und Strauchbrüter;
- Singwarte;
- Ansitzwarte bei der Jagd.

An dieser Zusammenstellung zeigt sich bereits deutlich die selektive Inanspruchnahme unterschiedlicher Strukturen durch die verschiedenen Tiergruppen. Nur ein Landschaftsbestandteil der diese Vielfalt bietet, kann eine so hohe Artendichte auf engem Raum beherbergen wie Hecken.

Die überragende Bedeutung von Hecken für die Vogel-Population zeigt sich daran, daß in einer Hecke die Bestandsdichte das 3,5fache des Wertes eines vergleichbaren Waldes betragen kann (WILDERMUTH, 1980, S. 203). Hierin spiegelt sich auch die Tatsache wider, daß die Heckenvögel die umgebende Landschaft mit als Lebensraum benötigen.

Im modernen Pflanzenbau stellt, insbesondere wenn Grünland fehlt, oft nur noch der Raps geeignete Blüten für Insekten bereit. Der Zeitraum, in dem Blüten zur Verfügung stehen, ist dadurch auf etwa einen Monat eingeschränkt, was für etliche Insektenarten unter dem Lebensminimum liegt. Für an Blüten angepaßte Lebewesen (Schmetterlinge, Wildbienen und Hummeln) sind nun die Blütenpflanzen der Hecken von noch größerer Bedeutung als früher (KNAUER, 1985, S. 43).

Trittsteinfunktion

Zu diesen beiden Funktionen der Hecke, die ihre eigene Biozönose direkt betreffen, kommt noch die Funktion als Trittstein für die Aufrechterhaltung fremder Biozönosen hinzu. Diese zusätzliche Funktion verdeutlicht, daß Hecken nicht nur per se erhaltenswert sind, sondern auch die ökologische Wertigkeit und Artenvielfalt ihrer Umgebung mit steigern bzw. erhalten helfen.

SUKOPP (1984, S. 13) nennt folgende Effekte der Trittsteinfunktion:

- Wiederbesiedlungsmöglichkeit nach lokalem Verschwinden einer Art durch natürliche oder anthropogene Einflüsse von Populationen benachbarter Biozönosen aus.
- Langfristiger Genaustausch. Die Erhaltung einer gesunden Population ist auf eine ausreichend große Individuenzahl angewiesen. Kleinere Populationen sind daher auf den Austausch mit

Nachbarpopulationen angewiesen, um die notwendige Genvielfalt zu erreichen.

- Verbindungen von Teillebensräumen. Neben der unmittelbaren Bereitstellung von Teillebensräumen für Arten, die teils auf dem Feld, teils in Hecken leben, ermöglichen Hecken auch Wanderungen zwischen auseinanderliegenden Teillebensräumen von Tieren, für die andernfalls die Ackerflächen unüberwindliche Barrieren darstellen würden. Beispielsweise wandert die Erdkröte im Frühjahr zu ihrem Laichplatz (Tümpel), während sie im Sommer z.B. im Wald lebt. Größere Strecken über die offene Feldflur kann sie wegen der mikroklimatischen Unterschiede nicht überwinden (a.a.O.). In einer Untersuchung über Laufkäfer betrug der Anteil der Waldarten in einer Hecke 30-40 %, während die Individuenzahl nur bei 9 % lag, was nach MADER (1984, S. 12) darauf hinweist, daß diese Arten die Hecke nur als Migrationsweg benutzen.

3.5.3 Anforderungen an die Biotopstruktur

Verschiedene Tierklassen, teilweise sogar verschiedene Arten derselben Familie, zeigen erhebliche Unterschiede in ihren Ansprüchen an die Biotopstruktur.

Vögel

HEUSINGER (1984, S. 99-122) untersuchte in Oberfranken die für Vögel günstigste Biotopstruktur:

Die Nestdichte von Heckenvögeln bei unterschiedlicher Heckenlänge zeigt ein deutliches Maximum bei Hecken mit 10-15 m Länge (1,4-3,5 Nester/100 m Heckenlänge). Sowohl längere Hecken (über 200 m Länge: 0,7/100 m) als auch Einzelbüsche zeigen eine geringere Nestdichte.

Eine Hecke im Alter zwischen 10-20 Jahren stellt ein Optimum in bezug auf Artenanzahl und Diversität dar, wenngleich die absolute Nisthäufigkeit bei jüngeren Hecken noch darüber liegt. Bei älteren Hecken nimmt der Anteil an Waldvogelarten zu, Nestdichte und Artenvielfalt nehmen ab, die typischen Heckenbesiedler verschwinden allmählich (a.a.O., S. 122). Diese Zusammenhänge weisen mit aller Deutlichkeit auf die Notwendigkeit der Heckenpflege hin, entsprechend der traditionellen Nutzungsweise, die diesen Biotoptyp schuf.

Die Artenmannigfaltigkeit der Vögel steigt mit zunehmender *Heckendichte* pro Flächeneinheit kontinuierlich an. Ab 40-50 m Hecken pro ha (entsprechend 2 % der Gesamtfläche) erhöhen sich die Werte, während sie über 80-90 m Hecken/ha nur noch geringer ansteigen (ZWÖLFER, 1984, S. 21), also diesbezüglich optimal sind.

Einzelne hochgewachsene *Überhälter* (oder auch separate Einzelbäume) können die Attraktivität einer Landschaft für Vögel noch weiter steigern, indem sie zusätzliche Biotopstrukturen zur Verfügung stellen, z.B. Singwarten und Ansitzwarten speziell für die Greifvögel (a.a.O., S. 24). Für die Bodenbrüter, die einen Teil der typischen Hecken-Avifauna ausmachen, ist ein guter Bodenabschluß der Pflanzen unerlässlich, was durch fremdländische Arten oft nicht erreicht wird (HEUSINGER, 1984, S. 122).

Da die verschiedenen Vogelarten unterschiedliche Buscharten bevorzugen, läßt sich ein direkter Zusammenhang zwischen *Pflanzenvielfalt* und Vogelbestand einer Hecke erkennen. Insgesamt wird jedoch „der Vogelbestand weit mehr von unter-

schiedlichen Strukturmerkmalen als von der Artenvielfalt der Vegetation beeinflusst (HEUSINGER, 1984, S. 119).

Insekten

Im Unterschied zu den Vögeln stellte MADER (1984, S. 12) für Laufkäfer (*Carabiden*) eine positive Korrelation zwischen Artenzahl und Heckenlänge fest. Außerdem weisen die Artengemeinschaften dann ausgeglichene Dominanzstrukturen auf. Diese Erkenntnis bestätigt auch Zwölfer, der allerdings darauf hinweist, daß die Isolationssituation einen stärkeren Effekt ausübt, als die absolute Länge.

SPREIER (1984, S. 46) gibt für Carabiden eine Maximalentfernung von 200 m an, wenn eine selbständige Besiedlung möglich sein soll. Soll das volle Artenspektrum aus Wald- und Feldarten erreicht werden, dann müssen die Hecken mindestens 5 m, besser 8 m breit sein, um die nötige mikroklimatische Differenzierung zwischen Rand und Innerem zu schaffen. Hecken von 2 m Breite bieten praktisch nur denjenigen Carabidenarten eine Lebensmöglichkeit, die sowieso auf Feldern leben.

3.5.4 Schlussfolgerungen und Interdependenzen zu anderen Funktionen

Diese Beispiele machen deutlich, daß es unmöglich ist, eine Idealhecke zu benennen, die den diversen Bedürfnissen aller Lebewesen gleichermaßen entspricht. Um den unterschiedlichen Lebensraumansprüchen gerecht zu werden, sollte man deshalb eine möglichst vielgestaltige Biotopausstattung der Landschaft anstreben. In bezug auf Hecken heißt das, in Breite, Länge, Aufbaustruktur und Pflanzenkombination möglichst stark abzuwechseln, ergänzt durch Einzelbäume und Feldgehölze, und bei Neuanpflanzungen keinesfalls „Einheitshecken“ zu planen.

Wesentliche Funktion kommt den linienhaften Heckenstrukturen für die Vernetzung isolierter Einzelbiotope auch anderer Struktur zu. Um das Biotopangebot einer Landschaft zu steigern kommt es weniger auf die exakte Lage der Hecken an, als vielmehr auf eine möglichst gleichmäßige Verteilung in der Flur. Diese Forderung stimmt mit den mikroklimatischen, Windschutz- und landschaftsästhetischen Prinzipien überein. Im Einzelfall kann die genaue Lage einer Hecke den anderen Funktionen gemäß erfolgen.

Die naturschützerische Argumentation trifft zwangsläufig auf die Konkurrenz der landwirtschaftlichen Nutzung, für die vor allem die Frage nach Intensität und Schädlichkeit oder Nützlichkeit der Austauschbeziehungen im Vordergrund steht.

3.6 Stabilisierungsfunktion im Agrarökosystem

Leider werden Hecken und ihre Fauna häufig isoliert nach ihrer Artenschutzfunktion beurteilt. Nachdem die Umgebung aber landwirtschaftlicher Nutzung unterliegt, müssen die Austauschbeziehungen im folgenden aus landwirtschaftlichökonomischer Sicht bewertet werden.

Es existieren zahlreiche Einzeluntersuchungen für bestimmte heckenbewohnende Tierarten und ihre Beziehungen zum Umland. Außer allgemein formulierten Aussagen meist einseitig positiver Art, existiert jedoch bislang keine gültige Gesamtbilanz. Wie ZWÖLFER, et al. (1984, S. 28) schreiben, setzte dies „eine Einsicht in die Funktionen unserer

ökologischen Systeme voraus, die wir erst sehr bruchstückhaft besitzen ... und diese Unkenntnis nimmt zu, wenn nach der ökologischen Vernetzung zwischen landwirtschaftlichen Kulturen und ihrem Umland gefragt wird.“

Aus diesen Gründen ist es derzeit weder möglich, eine generelle Gesamtbilanz der faunistischen Beziehungen zwischen Hecke und Feld zu ziehen, noch eine im Hinblick auf den Integrierten Pflanzenschutz optimale Hecke zu charakterisieren (a.a.O., S. 35).

Es erscheint daher wenig sinnvoll, an dieser Stelle eine weitere Aufstellung aller möglichen Schädlinge und Nützlinge zu präsentieren. Vielmehr sollen einige wichtig erscheinende Gedanken im Zusammenhang mit ökologischer Stabilisierung und Integriertem Pflanzenschutz verfolgt werden.

3.6.1 Agrarökosystem, Stabilität und die Rolle von Hecken

Agrarökosystem und Stabilität

Nach ZWÖLFER (1978, S. 39) läßt sich ein ökologisches System (Ökosystem) als „ein Beziehungsgefüge definieren, das über einen bestimmten Zeitraum hin einen bestimmten Grundbestand an Organismenarten ... zu erhalten vermag“, was durch drei „entscheidende Kategorien“ charakterisiert werden kann:

- Energie-Einspeisung (natürlicherweise praktisch ausschließlich durch die Sonne, in anthropogen beeinflussten Systemen, wie dem Agrarökosystem, in zunehmenden Maße auch durch den Menschen);
- Stoffumsatz als wichtigste Funktion (Produktion als Energiespeicherung, Konsum als Energieverbrauch)
- Information (hauptsächlich in Form von Erbgut; notwendig zur Steuerung der Energie- und Stoffumsatzprozesse).

Ökosysteme lassen sich nach ihrem Organisationsgrad in reife und unreife Systeme untergliedern, worin ein zeitlicher Wachstums- und Reifeprozess zum Ausdruck kommt.

Unreife Systeme etablieren sich in der Natur nach klein- oder großräumiger Beseitigung von vorherigen Lebensgemeinschaften auf den neu zu besiedelnden Flächen. Das bedingt zunächst eine geringe Artenzahl bei einer hohen Individuenzahl sowie Produktionsüberschüsse, um ein Wachstum zu ermöglichen (a.a.O.).

Über zahlreiche Sukzessionsstadien strebt ein unreifes System normalerweise danach, in ein reifes überzugehen. Dabei steigt allmählich die Artenzahl, während die Individuenzahl pro Art und die Nettoproduktion sinken. Hierdurch werden die Funktionsbeziehungen innerhalb des Systems netzartig erweitert, also immer komplizierter und höher organisiert. Endstadium ist eine Klimax-Biozönose, die sich mit den Geofaktoren ihrer Umgebung im dynamischen Gleichgewicht befindet, sich nicht mehr weiter entwickelt und ein Maximum an Stabilität aufweist (WATTS, 1971, S. 235). Dieses System besitzt einen geschlossenen Stoffkreislauf, Fähigkeit zur Selbstreinigung, zur Remineralisation und zur Regulierung von Massenvermehrungen innerhalb einer Population. Es läßt sich ein Zusammenhang herstellen zwischen ökologischem Reifegrad, System-Stabilität und Nettoproduktion (ZWÖLFER, 1978, S. 39).

Um einen Produktionsüberschuß zu erzielen, ist der Mensch gezwungen, in diese Sukzession einzugreifen und das System auf einem niedrigeren Niveau zu halten. Der anthropogene Einfluß bringt auf diese Weise zwangsläufig einen Stabilitätsverlust mit sich, was in gesteigerter Störungsanfälligkeit bei verringerter Fähigkeit zur Selbstregulation zum Ausdruck kommt.

Die Hecke stellt ebenfalls ein „vom Menschen geschaffenes unreifes System“ dar (KNAUER, 1986, S. 12), das durch anthropogene Eingriffe daran gehindert wird, in eine Klimax-Vegetation überzugehen. Da die Eingriffe sich aber auf gelegentliches Beschneiden beschränken, weisen Hecken einen wesentlich höheren Organisationsgrad auf, als die umgebenden Äcker, deren Vegetation sich im Pionierstadium befindet (ZWÖLFER et al., 1984, S. 13).

Diversität

Die Zusammenhänge werden im Diversitätsindex ausgedrückt als Maß für Artenvielfalt und damit Systemvernetzungen und Ausgeglichenheit einer Biozönose. Die stark erhöhte Diversität der Heckenbiozönose weist auf eine wesentlich höhere Stabilität im Vergleich zu landwirtschaftlichen Monokulturen hin (ROTTER u. KNEITZ, 1977, S. 67). HEUSINGER (1984, S. 109-11) konnte einen direkten Zusammenhang zwischen Diversitätsindex und Heckendichte in einem gegebenen Areal feststellen: Je höher die Heckenlänge in Metern pro Hektar, desto höher der Diversitätsindex der Hecken.

Hecken stellen „trotz der Beeinflussung durch die benachbarten Biozönosen ... aber nicht nur irgendwelche „Übergangsgebiete“ dar, in denen sich die Arten von zwei nebeneinanderliegenden Biozönosen miteinander verzahnen, sondern haben ihre eigenen stabilen Artenkombinationen, die auch Arten aufweisen die in den anderen anliegenden Biozönosen nicht vorkommen.“ (ROTTER und KNEITZ, 1977, S. 56) Neben der eigenständigen Artenkombination stellt die Artenvielfalt ein besonderes Charakteristikum der Hecken dar. „Sie ist im Verein mit einer hohen Siedlungsdichte verschiedener Arten ein weiteres Kennzeichen der sich an Grenzlinien ausbildenden Biozönosen“ (a.a.O.).

3.6.2 Intensität und Bedeutung der Beziehungen zwischen Hecke und Umland

Insekten

Pflanzenfressende Insekten (Phytophage) kommen dann zur Massenvermehrung (und werden damit erst zu Schädlingen), wenn

- in Gestalt der Monokulturen für sie optimale Verhältnisse herrschen und der wichtigste natürliche Begrenzungsfaktor, die Nahrungsknappheit, wegfällt;
- der Vertilgerkomplex geschwächt oder seine Lebensgrundlage völlig entzogen ist (FRANZ und KRIEG, 1976, S. 32).

Die meisten nützlichen Insektenfresser (Entomophage) spielen in mehreren Vertilgerkomplexen eine Rolle. Sie benötigen Wirtswechsel oder unterschiedliche Teillebensräume zum Überleben (ZWÖLFER, et al., 1984, S. 29).

Die natürlichen Feinde der Blattläuse, wie Marienkäfer, Florfliegen und Schwebfliegen, benötigen allesamt geeignete Überwinterungsorte. Meistens

überwintern die Imagines, während die Larven die bedeutenderen Schädlingsvertilger sind. Eine Marienkäferlarve beispielsweise vertilgt innerhalb von 3 Wochen etwa 400 Blattläuse, Florfliegenlarven ebenfalls 200 bis 500 während die Larven von Schwebfliegen 400 bis 800 Blattläuse vertilgen. Eine einzige Schwebfliege legt etwa 500 Eier, aus denen nach 10 bis 14 Tagen die Larven schlüpfen (GEIS, 1983, S. 21-29). Eine gesunde Nützlingspopulation kann die Blattläuse daher normalerweise ohne Schwierigkeiten auf einem niedrigen Niveau unter der Schadensschwelle halten.

Auch für Raubschmarotzer (Parasiten), Schlupfwespen, Erzwespen, Brackwespen und Raupenfliegen spielen Hecken eine wichtige Rolle. Auf Wildrose, Schlehe und Weißdorn wurden Raubschmarotzerarten gefunden, die in Vertilgerkreisen von 40 verschiedenen Arten von Schadinsekten eine Rolle spielen. Diese „mobilen Prädatoren“ wandern auch in das agrarisch genutzte Umland ein (ZWÖLFER, et al., 1984, S. 14).

Wenn es auch zutrifft, „daß mangels Kenntnis gegenwärtig eine Beurteilung von Hecke und Feldgehölz als Schädlingsherde noch nicht sicher möglich ist“, so läßt sich doch festhalten: „Die Biozönose der Hecke liefert neben den Schädlingen auf alle Fälle Räuber und Parasiten zu ihrer Bekämpfung mit“ (ROTTER und KNEITZ, 1977, S. 39). „Die komplexen Verknüpfungsmöglichkeiten innerhalb der Hecke und ins Umland sorgen dafür, daß gleichzeitig mit einem Schädling auch sein Vertilger-Komplex im System erhalten bleibt“ (ZWÖLFER, et al., 1984, S. 35).

Regenwürmer

Wegen ihrer großen Bedeutung für die Lockerung, Durchlüftung und Aufbereitung des Bodens sei hier auf die Regenwürmer (*Lumbricidae*) hingewiesen. Durch verschiedene Untersuchungen konnte belegt werden, daß hier „von einer Regenerationsmöglichkeit der Feldfauna aus einer Gehölzfauna auszugehen ist“ (ROTTER und KNEITZ, 1977, S. 27).

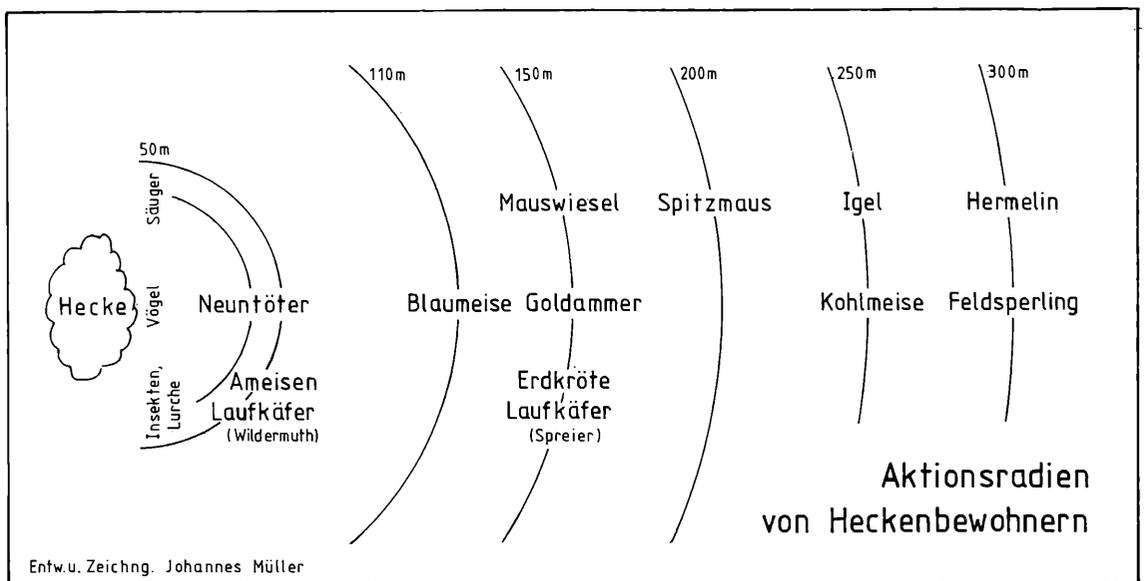
Vögel und Säuger

„Bei Säugern und Vögeln mit ihren größeren Raumansprüchen und höherer Mobilität liegen wieder andere Verhältnisse vor: Vögel und Säuger suchen ihre Nahrung außer in den Hecken in größerem Ausmaß auch in benachbarten Biozönosen“ (ROTTER und KNEITZ, 1977, S. 27). „Die in der Hecke beobachteten Vogel- und Säugerarten erlauben eine Beurteilung von Heckenkomplexen und ihrem Umland, da sich bei diesen Tiergruppen die Aktivität nie auf eine Einzelhecke beschränkt“ (ZWÖLFER et al., 1984, S. 15).

Wie TISCHLER (1950) und HEROLD (1948) übereinstimmend feststellen, lebt die Feldmaus (*Microtus arvalis*) als bedeutendster Säugetierschädling vorwiegend auf dem Feld, was sich auf ihre Herkunft als Steppentier zurückführen läßt (HEROLD, 1948, S. 279). Die in den Hecken vorkommenden Mäuse (Kleine Waldmaus *Sylvaemus sylvaticus*, Brandmaus *Apodemus agrarius*, Gelbhalsmaus *Apodemus flavicollis*, Rötelmaus *Clethrionomys glareolus*) wirken als Insektenvertilger dagegen ausgesprochen nützlich (a. a. O., S. 282).

Im Unterschied zur Feldmaus sind jedoch alle ihre natürlichen Feinde auf Rückzugsbiotope innerhalb der Feldflur angewiesen. Pro Jahr erlegt ein Wiesel 2000-3000 Mäuse. Die Beute eines Bussards besteht zu 80 %, die des Steinkauzes zu 88 %, bei Eulen zu über 90 % und beim Turmfalken zu 95 % aus Mäusen (HINTERMEIER, 1983, S. 239). Alle diese Tiere benötigen Standorte wie Hecken zwingend als Deckung oder Ansitzwarte für die Jagd, daneben für weitere Lebensfunktionen. Eine natürliche Bekämpfung der Mäuse ist ohne die Bereitstellung eines Mindestmaßes an Biotopen für ihre Feinde nicht möglich.

Ein weiteres Beispiel ist der Igel, der das Dickicht der Hecke als Schlaf- und Überwinterungsplatz benötigt. Seine Nahrungsansprüche (zahlreiche Schadinsekten) kann er jedoch in der Hecke nicht decken, weshalb er Streifzüge in angrenzende Felder unternehmen muß.



Figur 10

Zusammenstellung der Aktionsradien wichtiger Heckenbewohner nach Angaben von WILDERMUTH (1980), SPREIER (1982) und BLAB (1986). Man erkennt Häufungen für Insekten und etliche Vögel bei 150 m, für die meisten Kleinsäuger bei 250-300 m Aktionsradius.

Zusammenfassung

Insgesamt zeigen alle diese Beispiele die Tendenz, daß

- die Glieder höherer trophischer Ebenen innerhalb der Nahrungskette (Entomophagen, Carnivoren) durch das Fehlen oder Vorhandensein von Hecken stärker beeinflußt werden, als die unterste Ebene der Konsumenten (Phytophage);
- der Austausch mit der Umgebung mit der Größe der Tierarten (Vögel und Säuger) und ihren Raumansprüchen zunimmt;
- Die Förderung heckenbewohnender Nützlinge deren Ausstrahlen auf die Umgebung auch den landwirtschaftlichen Flächen zugute kommt.
- Hecken nicht als allgemeine Schädlingsherde anzusehen sind, da sie zur Selbstregulation befähigt sind, indem sie auf jeden Fall auch Nützlinge beherbergen.

3.6.3 Aktionsradien heckenbewohnender Carnivoren

Die Bestimmung der Aktionsradien der heckenbewohnenden Nützlinge sind von großer Bedeutung, um die mögliche Flächenwirkung der Stabilisierung abzuschätzen und Maximalentfernungen und Mindestheckendichten festzulegen.

BLAB (1986, S. 185) stellt fest, daß „400-800 m ... für die meisten Heckenbewohner die äußerste überwindbare Entfernung“ darstellt, obwohl auch hierbei nach Tiergruppen unterschieden werden muß und für Insekten dieser Wert zu hoch gegriffen scheint. Die in Fig. 10 zusammengestellten Beispiele zeigen, daß man in dieser Frage zwischen Vögeln, Kleinsäugetern und Insekten unterscheiden muß. Während manche Vögel und wohl die Mehrzahl der Insekten nur 50-150 m überwinden können, liegt dieser Wert für Kleinsäuger aber auch andere Vögel bei rund 250-300 m.

3.6.4 Integrierter Pflanzenschutz

Der Integrierte Pflanzenschutz versucht, den sich abzeichnenden Problemen des chemischen Pflanzenschutzes dadurch zu begegnen, daß er ökosystemaren Zusammenhängen mehr Beachtung schenkt und zunächst natürliche Schädlingskontrollmechanismen aufbaut. Gegenmaßnahmen werden erst ergriffen, wenn eine Schädlingspopulation die wirtschaftliche Schadensschwelle überschreitet.

Es lassen sich drei Strategien bei der Durchführung unterscheiden:

- Im Mittelpunkt steht der Hauptschädling und dessen Bekämpfung, was bei entsprechender Beratung und gezielten Maßnahmen relativ schnelle Erfolge verspricht.
- Konzentration auf eine Kulturpflanze und deren Ökosystem mit sämtlichen vorkommenden Schädlingen. Diese Strategie findet im Kernobstbau Anwendung.
- Allgemeine Förderung der biologischen Selbstregulation in einem größeren Gebiet mit verschiedenen Kulturpflanzen, um Schädlinge mit natürlichen Maßnahmen von vornherein unter der wirtschaftlichen Schadensschwelle zu halten und menschliche Eingriffe zu minimieren (STEINER, 1975, S. 398), was wegen der wechselnden Feldfrüchte vor allem im Ackerbau von Bedeutung ist.

3.6.5 Rolle der Hecken im Integrierten Pflanzenschutz

Die Phytophagen eines Hecken-Systems werden in der Regel auf einem Niveau stabilisiert, das tief unter dem vom Wirtspflanzenangebot her möglichen liegt. Dafür ist der Verteilgerkomplex verantwortlich, der meistens sehr kompliziert zusammengesetzt ist und dem mehrere Entomophagen angehören, die daneben auch noch auf andere Nahrungsquellen angewiesen sind. Die Aufrechterhaltung einer gewissen Population des Schädlings ist Voraussetzung für die Existenz des Verteilgerkomplexes und dessen schnelle Reaktion auf Vermehrungen des Schädlings. (a. a. O., S. 17).

Geflügelte Blattlausarten können über große Entfernungen als „Luftplankton“ verdriftet werden. Existieren im Zielgebiet keine ökologischen Zellen mit Blattlausfeinden, so kommt es regelmäßig zur Massenvermehrung. Das Vorhandensein dieser Nützlinge kann die Schädlinge jedoch unter der wirtschaftlichen Schadensschwelle halten und eine Bekämpfung ersparen (a. a. O., S. 23).

Das frühe Nahrungsangebot der Hecken bereits im April/Mai führt zunächst zu einer Zunahme der Phytophagen bevor im Juli die Entomophagen ihr Maximum erreichen. Während jetzt die Phytophagenbiomasse im Heckenbereich steil sinkt, erreicht sie auf den Feldern mit der Reife der Anbaufrüchte ihren Höhepunkt. Die Entomophagenpopulation kann nun dorthin überwechseln und sofort wirksam eingreifen, da ihre Population bereits aufgebaut ist (a. a. O., S. 14).

Bei der gezielten biologischen Schädlingsbekämpfung arbeitet man häufig mit der großtechnischen Vermehrung von Nützlingen, wie z. B. dem Eiparasiten *Trichogramma*. Das setzt voraus, daß auf Material mit einer großen genetischen Variabilität zurückgegriffen werden kann. Dieses ist aber nur dort verfügbar, wo auch die entsprechende Vielfalt an Wirtsinsekten vorhanden ist, also nur in natürlicher Umgebung (a. a. O., S. 35).

Die Rolle der meisten indifferenten Arten im Ökosystem, die weder ausgesprochen schädlich noch nützlich sind, ist noch weitgehend unerforscht. Viele von diesen spielen aber in der einen oder anderen Nahrungskette oder als Wirtsinsekten von Nützlingen eine Rolle. Eine Beseitigung der indifferenten Arten schadet daher unter Umständen den Nützlingen ganz erheblich. Andererseits besetzen Indifferente auch einen Teil des Lebensraumes, der auch von Schädlingen eingenommen werden kann, sodaß sich ihre Vernichtung auch direkt fördernd auf die Schädlinge auswirken kann. (a. a. O., S. 29). Als Regel für Natur- und Kulturlandschaften läßt sich festhalten, daß in vielseitigen, gegliederten, artreichen Lebensgemeinschaften Massenvermehrungen einer Art seltener auftreten. „Ein allgemeines Verfahren zur kulturellen Schädlingsabwehr besteht daher darin, die Vielfalt einer Landschaft zu steigern und damit ihre biotisch bedingte Regulationsfähigkeit zu erhöhen (=kulturelle Schädlingsbekämpfung)“ (FRANZ u. KRIEG, 1976, S. 32).

Der Aufbau eines sich selbst regulierenden Agrarökosystems mit geringsten anthropogenen Eingriffen ist angewiesen auf den „Aufbau einer standortspezifischen Systemstabilität ... , was wiederum mit der Erhaltung und Förderung ökologischer Zellen als Ausgangspunkt und Teillebensraum verschiedener Schaderreger und Prädatoren verknüpft ist“ (KNAUER, 1985, S. 101-102).

3.6.6 Schlussfolgerungen und Interdependenzen zu anderen Funktionen

Nach dem bisherigen Wissensstand gestalten sich die Beziehung zwischen der Insektenfauna der Hecken und dem Umland nur im Obstbau kompliziert. Die Beziehung der Schadinsekten der Hecke zum Ackerbau ist deutlich geringer, wie die Auflistung bei ZWÖLFER et al. (1984, S. 140-144) zeigt: Von 66 Insekten sind über 90 % Obstbäumen und -sträuchern schädlich, lediglich zwei treten an Feldfrüchten als Schädlinge auf.

Zwingend notwendig für die Existenz der für eine Selbstregulation benötigten Nützlingspopulationen ist ein ausreichend dichtes Netz ökologischer Zellen als Ausgangsbasis, das sich an den Aktionsradien seiner Bewohner orientieren muß, mit einer möglichst gleichmäßigen Verteilung in der gesamten Flur. Hecken eignen sich hierfür am besten, da sie

- von ihrer Struktur her intensive regulative Beziehungen ihrer Bewohner zum Umland herbeiführen (edge-effect) und
- infolge ihrer Bandstruktur eine intensive Durchdringung der Flur bei geringem Flächenbedarf ermöglichen.

Nachdem zumindest in den Intensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands die meisten Gebiete bereits flurbereinigt sind, besteht hier im Rahmen der Zweit- (und Dritt-)Bereinigungen die Möglichkeit, alte Fehler zu korrigieren und Flächen an den richtigen Stellen bereitzustellen, um ein umfassendes Vernetzungskonzept zu realisieren. Diese Chancen sollten nicht ausgelassen werden, da sie durch Einzelmaßnahmen keinesfalls erreichbar wären. Den entsprechenden Biotopen muß auch eine gewisse Zeit zur Verfügung stehen, um ein ausgewogenes Artenspektrum aufzubauen.

Die allgemeine Verteilung läßt sich mit den anderen Funktionen gut vereinbaren. Hinsichtlich Strukturierung, Anordnung und Zusammensetzung gilt ansonsten das im Abschnitt 3.5.4 für die Funktion als Biotop Festgestellte.

3.7 Landschaftsästhetische Funktion

Landschaft besitzt neben ihrer ökologisch-funktionalen Dimension auch eine ästhetisch-psychologische Komponente. Jede Landschaft spricht den Menschen, der sich in ihr aufhält, über seine Sinne direkt emotional-intuitiv an und weckt Gefühle und Assoziationen. Zumeist wird dieser Aspekt allenfalls von der Unterhaltungsindustrie und nur für eng begrenzte Räume vereinnahmt, verzerrt, vermarktet und damit pervertiert. Der größte Teil unserer Landschaft wird gewöhnlich überhaupt nicht unter diesem Blickwinkel betrachtet: „Die Landschaftsplanung leidet unter einem schwerwiegenden Mangel an ästhetischem Bewußtsein“ (WÖBSE, 1981, S. 152).

Außerdem spiegelt die Struktur einer Landschaft mehr als alle einzelnen Elemente die historische Komponente der Kulturlandschaftsentwicklung wider, woraus sich ein kulturgeschichtlicher Wert ergibt.

In Kulturlandschaften spielen Hecken als prägende Gestaltelemente hierbei eine wichtige Rolle, weshalb in einer naturwissenschaftlich orientierten Arbeit über Hecken der ästhetische Aspekt ihrer landschaftlichen Bedeutung nicht übergangen werden darf. Vielmehr muß überprüft werden, über welche Kriterien Hecken ästhetisch wirksam werden und

inwieweit sich Ökologie und Ästhetik verbinden lassen und beeinflussen.

Obwohl KRAUSS (1974, S. 35) feststellt daß „für eine ästhetische Bewertung die wissenschaftlichen Voraussetzungen noch im Anfangsstadium stehen“, muß man sich dieser Problematik stellen, um dem ästhetischen Wert von Hecken gerecht zu werden, wenn ihre landschaftliche Bedeutung aktuell zur Debatte steht.

3.7.1 Kriterien der Landschaftsbildbewertung

Die methodischen Unsicherheiten innerhalb der Landschaftsästhetik betreffen in erster Linie die vergleichende Bewertung verschiedener Landschaften. An dieser Stelle geht es jedoch um die Analyse der optischen Wirkungsweise des Landschaftselementes Hecken. Hierfür müssen die zahlreichen Ansätze der allgemeinen Landschaftsbildbewertung dahingehend untersucht werden, ob sie sich auch auf die Rolle eines einzelnen Elementes beziehen lassen. Aus den verschiedenen Modellen lassen sich bestimmte, in der einen oder anderen Form immer wiederkehrende Bewertungskriterien herausfiltern.

Vielfalt und Ordnung

Im Zentrum einer ästhetischen Bewertung der Landschaft stehen in der Regel die Begriffe „Komplexität“ (Vielfalt) und „Ordnung“ als grundlegende Kriterien der visuellen Wahrnehmung (KRAUSS, 1974, S. 29).

KIEMSTEDT (1967) legt seinem auch in der Praxis der Fremdenverkehrsgeographie und Landespflege anerkannten V-Wert (Vielfältigkeitswert) die Erkenntnis zugrunde, daß Vielfältigkeit den ästhetischen Wert einer Landschaft direkt positiv beeinflusst. In diesem Verfahren werden zum größeren Teil Grenzlinien (Waldränder, Ufer, Nutzungsgrenzen), also wechselnde Strukturen herangezogen, zunehmende Komplexität also positiv bewertet (ders., 1972, S. 35-36). Gleichzeitig lassen sich Grenzlinien, insbesondere wenn sie bestimmten Mustern folgen, was in der Landschaft in der Regel der Fall ist, auch als ordnende Elemente ansehen. Ohne daß diese beiden Kriterien von Kiemstedt direkt benannt werden, kommen sie doch in seinem Bewertungsrahmen deutlich zur Geltung.

RICCABONA (1981, S. 25) stellt über die Beziehung zwischen diesem Begriffspaar fest, „daß ein Objekt dann als ästhetisch schön empfunden wird, wenn es das Bedürfnis des Menschen nach Ordnung und Vielfalt erfüllt.“ Oder mit HERINGER (1981, S. 4): „Ordnung ohne Vielfalt bringt Monotonie, Vielfalt ohne Ordnung Chaos.“ „Bei gestalterischen Maßnahmen darf demzufolge Vielfalt nicht mit einer Anhäufung von Elementen verwechselt werden. Es geht um Gesetzmäßigkeiten, die innere Ordnung“ (WÖBSE, 1984, S. 36). Diese logische innere Ordnung ergibt sich beispielsweise aus dem historischen Strukturmuster und der mit den landschaftsökologischen Funktionen wechselnden Anordnung von Hecken. Fig. 11 versucht die Begriffe Vielfalt (a) und Ordnung (b) graphisch darzustellen.

Natürlichkeit und Eigenart

Diese optischen Strukturen werden nicht nur direkt wahrgenommen, sondern wecken beim Betrachter darüberhinaus Assoziationen, die seine Reaktion auf das Landschaftsbild mit beeinflussen und dem-

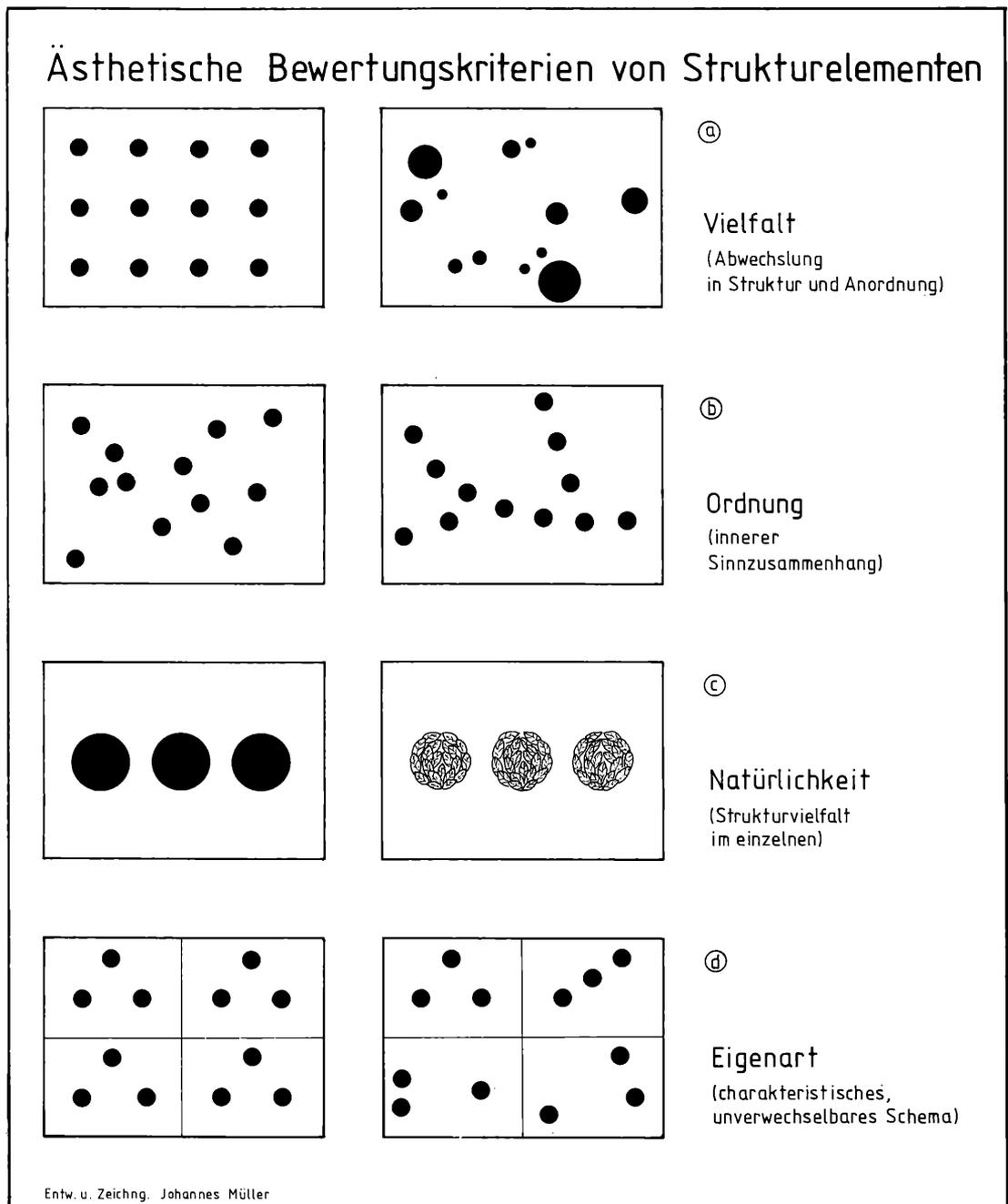
zufolge auch in eine Bewertung mit einbezogen werden müssen.

Neben die beiden Kriterien Komplexität und Ordnung stellt RICCABONA (1981, S. 31) die Ursprünglichkeit der Landschaft. Sie befriedigt das menschliche Verlangen nach Intaktheit und Vollständigkeit in einer Zeit der technisierten Umwelt. In diesem Kriterium kommt damit unausgesprochen der soziale Hintergrund des Menschen zum Ausdruck, da es sich ja um eine Interpretation der optischen Reize durch den Betrachter handelt, die je nach seinem Vorwissen unterschiedlich ausfallen kann. Beim heutigen Informationsniveau kann nahezu jedem Besucher einer Landschaft eine gewisse Sensibilität für die Naturnähe von Landschaftsbestandteilen unterstellt werden, gerade im Gegensatz zu den agraren Produktionsflächen. Das Kriterium Ursprünglichkeit wirkt indirekt assoziativ, ist

für eine ästhetische Bewertung jedoch ebenso wichtig, wie direkt optisch wirksame Strukturen, was in Fig 11 c verdeutlicht werden soll.

Auch FELLER (1981, S. 34-35) führt die ästhetische Qualität einer Landschaft auf diese drei „Gestaltungsprinzipien“ zurück, ergänzt durch das Kriterium Eigenart, das die Unterscheidbarkeit zu anderen Landschaften gewährleistet. Eigenart bedeutet Individualität, Charakteristik und Unverwechselbarkeit (vgl. Fig. 11 d). Die eindeutige Erkennbarkeit ist zwingend notwendige Voraussetzung für die Identifikationsmöglichkeit des Menschen mit bestimmten Landschaften, also für einen erheblichen Teil dessen, was den Begriff „Heimat“ ausmacht. (HERINGER, 1981, S. 13).

Wenn HERINGER (1982, S. 212) feststellt: „Es besteht eine tiefe wechselseitige Verbindung der Eigenart mit den sie zum erheblichen Teil bedin-



Figur 11

Versuch der abstrakten, grafischen Darstellung der ästhetischen Bewertungskriterien von Strukturelementen in der Landschaft.



a: Geschlossene Grünland-Heckenlandschaft in Yorkshire/England.



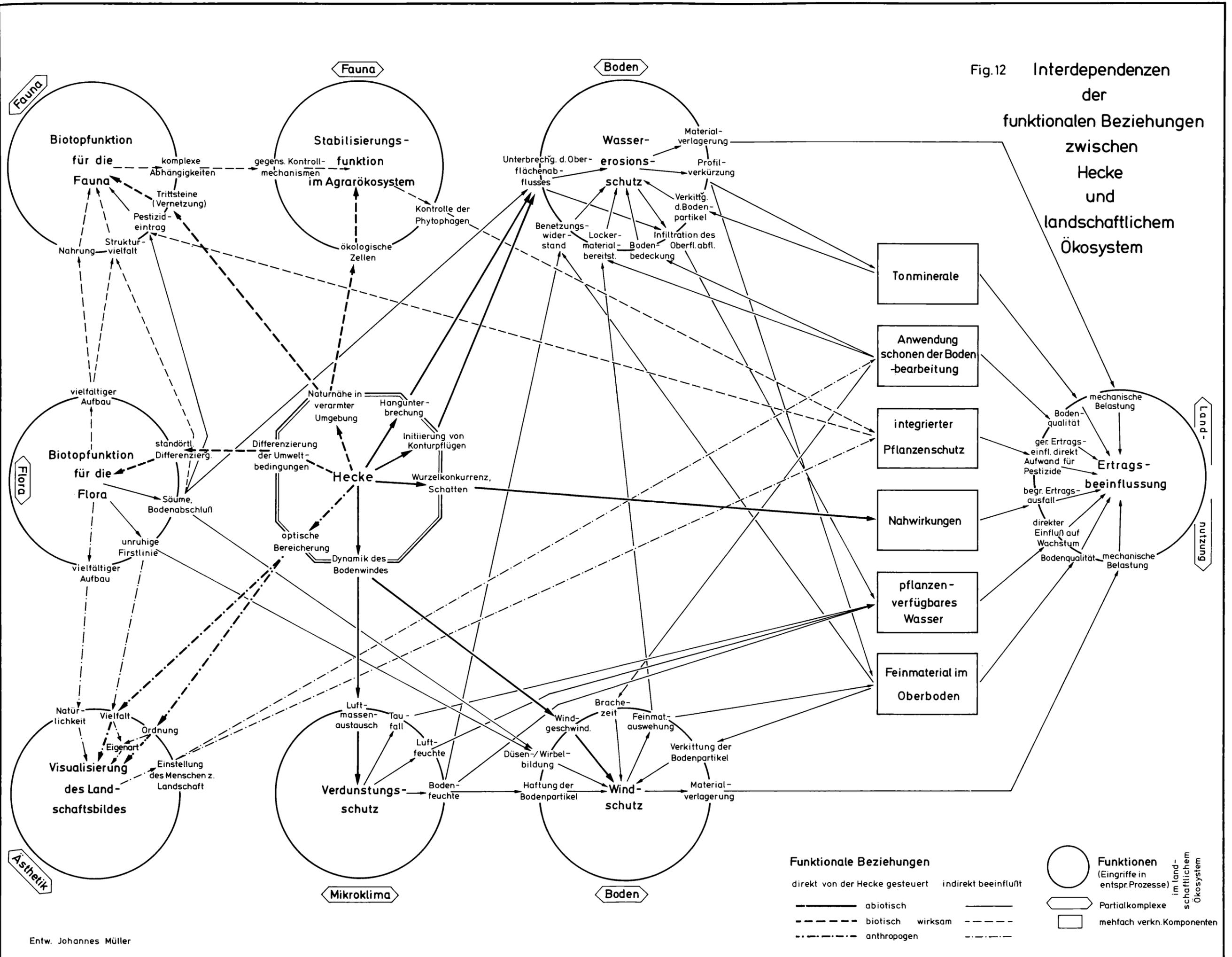
b: Senkrechte Hecken auf Steinriedeln im Muschelkalk bei Weikersheim (Taubertal), nur 20 km von Abb. c entfernt.



c: Quer zum Hang angeordnete Hecken im Lößgebiet (bei Eichelsee, Ochsenfurter Gau).

Abbildung 6
Hecken als Elemente unverwechselbarer landschaftlicher Eigenart

Fig.12 Interdependenzen der funktionalen Beziehungen zwischen Hecke und landschaftlichem Ökosystem



genden landschaftlichen Vorgaben wie Relief-Gestein-Boden, Klima, Vegetation“, so drückt dies die individuelle Eigenart jeder einzelnen Landschaft aus. Hier zeigt sich ein starker Bezug zur charakteristischen Kombination von Gestaltelementen in der historisch gewachsenen Kulturlandschaft und ein kulturhistorischer Wert ihres landschaftstypischen Anordnungsmusters.

3.7.2 Die Rolle von Hecken im Landschaftsbild

Als nächster methodischer Schritt muß überprüft werden, in welcher Weise Hecken diese Kriterien erfüllen. Dies ist unumgänglich, um ihre optische Gesamtwirkung als Grundlage der landschaftsästhetischen Funktion transparent zu machen.

Vielfalt

Hecken können einen enormen Beitrag zum vielfältigen Erscheinungsbild einer Landschaft leisten, indem sie das Niveau optischer Reize deutlich anheben. Gerade die weiträumig überblickbaren, durch das Relief wenig gegliederten Intensivagrarlandschaften Süddeutschlands erzeugen einen Eindruck der Monotonie. Obwohl ein zusammenhängendes Waldstück als Einzelelement einen höheren ästhetischen Wert besitzt, liegt der positive Effekt einer größeren Anzahl von Hecken mit derselben Gesamtfläche ungleich darüber. Während der Wald nur einen einzigen Blickfang bietet, sind Hecken, über die Fläche verteilt, in der Lage, die Vielfalt der *gesamten* Flur zu bereichern.

Ordnung

Neben einer Bereicherung des Landschaftsbildes im Sinne von visueller Vielfalt wirken Hecken als Gestaltelemente gleichzeitig ordnend. Dieselbe Anzahl von Büschen und Bäumen, die auf Hecken konzentriert ästhetisch angenehme Empfindungen auslöst, würde, wahllos über die Flur verteilt, eher den Eindruck von Chaos und Überfülltheit erwecken.

„Ein wesentlicher Faktor für ein positives Landschaftserlebnis ist die Geborgenheit, d.h. die wahrgenommene Landschaft muß als Einheit erfassbar sein. Das setzt ihre Überschaubarkeit voraus, eine Überschaubarkeit, die bestimmte Größenordnungen nicht überschreiten darf“ (WÖBSE, 1984, S. 36). Diese Überschaubarkeit ist kaum durch ein Übermaß an Gestaltelementen gefährdet, sondern vielmehr durch das weitgehende Fehlen optischer Begrenzungen. Hecken mit ihren beiden Grenzlinien eignen sich hierfür besonders gut und können die Landschaft in überschaubare Kompartimente gliedern.

Daneben wirken Hecken optisch leitend, indem sie morphologische Formen (Höhenlinien, Hänge), Grenzlinien (Flurgrenzen, Nutzungsgrenzen) oder hydrologische Elemente (Bachläufe) nachzeichnen und dadurch den Blick des Betrachters führen.

Natürlichkeit

Die Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile als Biotope kann heute bei nahezu allen Besuchern einer Landschaft als bekannt vorausgesetzt werden. Infolgedessen wird der Betrachter, außer vom rein Optischen, zusätzlich von dieser erfahrungsdeterminierten Assoziation beeinflusst und empfindet Hecken aus diesem Grund noch stärker als schön. In ihrem auch vom Laien erkennbaren Natürlichkeitsgrad übertreffen Hecken sowohl die umgeben-

den Intensiv-Agrarflächen, als auch Begrenzungen aus totem Material, wie etwa Zäune, deutlich.

Auch an der Einzelform läßt sich der Grad der Natürlichkeit erkennen. Völlig gerade ausgerichtete, parallel verlaufende Hecken, beispielsweise einer Windschutzanlage, mit einheitlicher Vegetationszusammensetzung verlieren nicht nur ihren optisch-gestalterischen Wert, sondern können un schwerer als weniger naturnah eingestuft werden, als abwechslungsreich angeordnete Hecken mit gemischter Flora.

Eigenart

In Kulturlandschaften trägt die anthropogene Nutzung und die damit zusammenhängende Fluraufteilung und -gliederung entscheidend zur Ausprägung der landschaftlichen Eigenart bei. In vielen Gebieten Europas besteht eine lange wechselseitige Beziehung zwischen Nutzung und Gliederung der Landschaft durch Hecken. Selbst innerhalb eng begrenzter Räume ergibt sich eine deutliche Differenzierung zwischen den Heckentypen hinsichtlich Anordnung und Vegetationszusammensetzung entsprechend den Unterschieden in Klima, geologischem Untergrund und damit zusammenhängend der Nutzung.

Hecken sind als ein Teil der Kulturlandschaft anzusehen und tragen zu ihrer Charakterisierung und damit zu ihrer Eigenart bei, wie mit Abb. 6 verdeutlicht werden soll. Um die lokale Eigenart einer Landschaft zu bewahren ist es daher unumgänglich, sich so weit wie möglich am historischen Strukturmuster von Verteilung, Anordnung, Aufbau und Zusammensetzung der Hecken zu orientieren.

3.7.3 Psychologische Auswirkungen landschaftsästhetischer Reize

Die über Jahrhunderte entstandenen feinen lokalen Unterschiede in der Landschaft wurden und werden beseitigt und in einen „gut gedüngten, mittel-feuchten Einheitsstandort von der Nordsee bis zum Alpenraum“ (WEIGER, 1982, S. 23) umgewandelt. Die damit verbundene Nivellierung und Vereinheitlichung des Landschaftsbildes bewirkte eine zunehmende Entfremdung und Desinteresse an eben dieser Landschaft und ihrer intakten Erhaltung bis hin zu ausbeuterischem, achtlosem Umgang mit ihr. Sicherlich läßt sich diese Entwicklung nicht allein auf ein geschädigtes Landschaftsbild zurückführen, jedoch kann ein deutlicher Zusammenhang hergestellt werden zwischen ungenügender Identifikation mit einer anonym wirkenden Landschaft und mangelndem Bewußtsein für die inneren Zusammenhänge ihres Ökosystems.

Erst die zunehmend akuten, für jedermann sichtbaren Umweltschäden und Probleme führten ja in der breiten Bevölkerung zu einer verstärkten Beachtung landschaftsökologischer Sachverhalte. Um das Verantwortungsbewußtsein jedes einzelnen dafür zu wecken, ist es notwendig, sein Interesse auch für die ökologischen Zusammenhänge und die Folgen unsachgemäßen Verhaltens wenigstens in einem Mindestmaß zu fördern. Dies läßt sich jedoch nur erreichen, indem die Bevölkerung über ein ästhetisch ansprechendes Landschaftsbild, mit dem sie sich identifizieren kann, motiviert wird. Das betrifft weniger die Touristen als insbesondere die Bewohner und (Be-)Nutzer einer Landschaft.

Eine rein agrare Produktionsfläche wird, von wenigen Ausnahmen abgesehen, allgemein nur unter ökonomischen Gesichtspunkten gesehen und be-

wertet. Motivation zum schonenden Umgang wird im wesentlichen nur vom ästhetisch Schönen ausgehen.

Neben der rein optisch wirkenden Schönheit des Landschaftsbildes spielt bei dieser Einstellung der Grad der Natürlichkeit eine große Rolle, so daß die Ausstattung mit naturnahen Landschaftselementen auch als eine Maßnahme betrachtet werden kann, um die Akzeptanz eines ökologisch verträglichen Umgangs mit der Landschaft zu erhöhen. In diesem Zusammenhang ist eine bessere Aufklärung wichtig, um z.B. zu erreichen, daß Hecken nicht als „nutzloses Gestrüpp“ angesehen werden, sondern daß ihr ökologischer und kultureller Wert erkannt wird.

Diese Akzeptanz eines ökologisch verträglichen Handelns hängt schließlich eng mit dem Grad der Identifikation mit der Landschaft zusammen, die im Extremfall bis zum Heimatgefühl gehen kann. Maßgeblich verantwortlich für ein „Sich-heimisch-fühlen“ ist aber die Unterscheidbarkeit der eigenen Landschaft von anderen, d.h. ihre charakteristische Ausprägung oder Eigenart. „Heimat ist der Bereich von unverwechselbarer, teils auf Gestaltung durch den Menschen zurückgehender Eigenart, der Voraussetzung für die Identifikation der Bewohner, für ihre Unterscheidung von anderen ist“ (A. von BRANCA, zit. in HERINGER, 1981, S. 18).

3.7.4 Interdependenzen zwischen landschafts-ästhetischen und -ökologischen Funktionen

Die Anlage von Hecken quer zum Hang zum Schutz vor Wassererosion entspricht der historischen Heckenstruktur in Lößgebieten und somit auch dem ästhetischen Kriterium Eigenart. Nachdem die Wassererosion an Hängen das Hauptproblem im Landschaftshaushalt darstellt und die stärksten Schäden verursacht, ist der Funktion Erosionsschutz bei der Heckenanlage Vorrang einzuräumen und die höhenlinienparallele Anordnung konsequenter durchzuhalten, als das früher der Fall war. Bis zu einem gewissen Grad wirken parallel angeordnete Hecken des Wassererosionsschutzes über das Kriterium Ordnung ästhetisch positiv.

Die einheitliche Orientierung von Windschutzhecken quer zu einer dominierenden Windrichtung würde der ästhetischen Forderung nach abwechslungsreicher Vielfalt widersprechen. Überlange Hecken von mehreren 100 m Länge, wie sie teilweise auch auf den Gäuflächen angelegt wurden, sind nicht nur als Windschutz von stark eingeschränkter Wirksamkeit, sondern widersprechen auch der kulturlandschaftlichen Tradition (vgl. Abb. 3). Wirkungsvoller für den Windschutz zusammenhängender Flächen ist die Abhebung der bodennahen Winddynamik durch allgemeine Strukturvielfalt, was gleichzeitig ästhetischen Prinzipien sehr entgegen kommt. Eine unruhige Firstlinie mit einzelnen durchgewachsenen Bäumen steigert sowohl Windschutz als auch ästhetische Wirkung.

Die mikroklimatische Notwendigkeit, quer zu Kaltluftbahnen liegende Hecken zu unterbrechen und zu staffeln, kommt dem ästhetischen Kriterium Vielfalt sehr entgegen.

Generell besteht eine Übereinstimmung bei der Verwendung natürlicher, lebender Strukturen im Landschaftsbau und dem ästhetischem Kriterium Natürlichkeit. Die floristisch begründete Verwendung einer lokaltypischen Artenzusammensetzung

deckt sich mit dem ästhetischen Kriterium Eigenart völlig.

Ein möglichst abwechslungsreicher Aufbau kommt sowohl der Biotop- als auch der optischen Vielfalt zugute. Die Funktion von Hecken als faunistische Rückzugsbiotope inmitten einer biologisch weniger wertvollen Umgebung läßt den Gesamtwert einer Landschaft für den Naturschutz stark ansteigen, was über das Kriterium Natürlichkeit auch die ästhetische Wirkung erhöht.

Die durch die wechselnde Dominanz verschiedener ökologischer Funktionen vorgegebene Abwechslung bei der Anordnung erhöht die ästhetische Wirkung (Vielfalt) sogar noch erheblich. Im Einzelfall kann daher immer einer ökologisch begründeten Anordnung nachgekommen werden. Allgemein läßt sich die landschaftsästhetische Forderung nach einer Bereicherung und Gliederung der Landschaft mit naturnahen Gestaltelementen sehr gut mit landschaftsökologischen Funktionen in Einklang bringen.

Es können jedoch sehr wohl Flächen nach ihrer Einsehbarkeit (z.B. häufiger Blickkontakt entlang von Verkehrswegen, Einbindung von Dörfern in die Flur) oder Dominanz im Landschaftsbild (i.e.L. reliefabhängig) ausgegliedert werden, was sowohl bei Veränderung bestehender Strukturen als auch bei Neuanpflanzungen berücksichtigt werden sollte.

Zusammenfassung

Wie diese Gegenüberstellung zeigt, läßt sich eine weitgehende Übereinstimmung zwischen landschaftsästhetischen und landschaftsökologischen Gestaltungsprinzipien herleiten. Nachdem sich die landschaftsästhetischen Kriterien zumindest teilweise auf die Gestaltung der historischen Kulturlandschaft stützen (Eigenart), kommt hierin die weit entwickelte ökologische Anpassung der traditionellen Nutzungen zum Ausdruck. Umgekehrt ließe sich die Herausbildung unseres subjektiven ästhetischen Empfindens auf die über lange Zeiträume gewachsene, unbewußte, intuitive Wertschätzung ökologischer Zusammenhänge zurückführen, die lediglich durch die übertriebene Technisierung überlagert wurde. Der intensive Umgang mit der Natur prägte somit die Grundlagen des menschlichen Schönheitsbegriffs.

Demgegenüber läßt sich aus dem monotonen Erscheinungsbild heutiger Agrarsteppen, das den Betrachter schon intuitiv ästhetisch abstößt, auf eine mangelnde ökologische Anpassung der Nutzung dieser Landschaften schließen, die freilich inzwischen naturwissenschaftlich abgesichert ist. „So gesehen ist die Schönheit der vom Menschen geprägten Landschaft kein Zufallsprodukt, sondern das Ergebnis eines jahrhundertelangen Arbeitens und Mühens, das in hohem Maße von ökologischer Stimmigkeit und Ausgewogenheit getragen war. Mehr Schönheit in der Landschaft kann nur durch stärkere Berücksichtigung ökologischer Prinzipien im Umgang mit Landschaft entstehen“ (HERINGER, 1981, S. 3).

3.8 Gesamtwirkung der landschaftlichen Funktionen von Hecken

Die Eignung von Hecken, den in Kapitel 2 angesprochenen Problemen Süddeutscher Intensiv-Agrarlandschaften zu begegnen, wurde in Kapitel 3 funktionspezifisch analysiert. Im landschaftlichen Öko-

system wirkt jede Hecke jedoch immer über sämtliche Funktionen gleichzeitig auf verschiedene Prozesse ein. Die Beachtung dieser Tatsache, die sich auf die meisten anderen Einzelkomponenten der Landschaft übertragen läßt, stellt eine unabdingbare Voraussetzung für das Verständnis des Gesamtzusammenhangs des Ökosystems dar. Gleichzeitig eröffnet ein synoptischer Ansatz neue Perspektiven ökologischer Planung. So betrachtet liegt die Gesamtwirkung in mehrerlei Hinsicht auf einer höheren Ebene als einfach der Summe der Einzelfunktionen:

- Die bandförmige Struktur, die für Ökotope charakteristische Häufung von Austauschbeziehungen zur Umgebung und die anthropogene Entstehung von Hecken machen sie für eine intensive Durchdringung der gesamten Agrarlandschaft geeignet: Hohe landschaftsökologische Effektivität bei geringem Platzbedarf.
- Die Variabilität des Strukturelements Hecke gestattet eine kleinräumig wechselnde Anpassung an jeweils dominierende Probleme/Funktionen.
- Bei ausreichender Dichte und gleichmäßiger Verteilung strahlt die Wirkung von Hecken auf die umgebende Agrarlandschaft aus. Hierbei besteht hinsichtlich der Forderung nach physiognomischer und Artenvielfalt Übereinstimmung zwischen dem Abheben der bodennahen Winddynamik (Windschutz/Verdunstung der Biotopvielfalt (floristisch und faunistisch), der Vernetzung (Fauna) und der optischen Wirkung (Ästhetik).

Fig. 12 ist der Versuch, die funktionalen Beziehungen im Ökosystem, bei denen die Hecke direkt oder indirekt eine Rolle spielt, im Überblick darzustellen. Ausschlaggebend für die graphische Positionierung der beeinflussten Ökosystem-Komponenten in Fig. 12 waren die Funktionsbeziehungen zwischen der Hecke und den landschaftlichen Prozessen.

Wegen der sehr unterschiedlichen Wirkungsmechanismen wurden aus dem Partialkomplex Boden die Prozesse Wasser- und Winderosion extra herausgegriffen. Während sich die Verknüpfungen der abiotischen Prozesse leicht auf einige zentrale Begriffe reduzieren lassen und Visualisierung des Landschaftsbildes im Partialkomplex „Ästhetik“ problemlos diesen Prozessen gleichgestellt werden kann, ist dies im Falle der Funktionen Biotopbereitstellung für Tierwelt und Vegetation nicht so klar. Die Gesamtheit der Beziehungen auf Prozessebene ist hier derart komplex, daß sie nicht mehr darstellbar wäre. Ähnlich verhält es sich mit der Ertragsbeeinflussung, die praktisch eine „Sammelfunktion mit gemeinsamem Endergebnis“ des Partialkomplexes Landnutzung darstellt, und der Funktion „Stabilisierung des Agrarökosystems“. In diesen Fällen mußte der Übersichtlichkeit halber die Darstellung stark vereinfacht werden.

Durch die graphische Darstellung werden besonders diejenigen Auswirkungen von Hecken transparenter, die mit komplizierten Kausalketten über mehrere Funktionen verbunden sind. So zeigt sich, daß das pflanzenverfügbare Wasser, was den Ertrag direkt positiv beeinflusst, sowohl durch die Verdunstung (Tau, Luft- und Bodenfeuchte) gesteuert wird, als auch durch die Wassererosion (Infiltration/Oberflächenabfluß). Die Wassererosion selbst wird über den Benetzungswiderstand bzw. die

Lockermaterialbereitstellung durch die Verdunstung und der Winderosion beeinflusst.

Es werden auch Kausalketten sichtbar, die schließlich wieder auf eine Funktion zurückwirken. Für die Anwendung des Integrierten Pflanzenschutzes, der über geringeren finanziellen Aufwand in die Ertragsrechnung eingeht, stellt die Hecke einerseits ökologische Zellen und komplexe Biozöosen bereit, andererseits bewirkt ihre ästhetische Funktion psychologisch die Bereitschaft solche Konzepte auch anzuwenden die letztlich dann auch die Heckenbiozönose selbst mit weniger Pestiziden belasten.

Der Schutz der Tonminerale bzw. des Feinmaterials im Oberboden wirkt sich über die Verbesserung der Bodenqualität ertragsfördernd aus, senkt aber gleichzeitig wiederum die Erosionsanfälligkeit des Bodens selbst durch die verkittende und befeuchtende Wirkung dieser Bodenpartikel.

Insgesamt wird aus der graphischen Darstellung auf einen Blick die intensive Vernetzung der verschiedenen Prozesse durch ein kompliziertes Geflecht von Interdependenzen deutlich. Dies unterstreicht die Notwendigkeit eines synoptischen Ansatzes und einer Gesamtbewertung der Heckenproblematik.

Besonders kompliziert gestalten sich die Einflüsse auf den landwirtschaftlichen Ertrag, den die Hecke direkt zunächst negativ beeinflusst (Wurzelkonkurrenz, Schatten), während sich erst indirekt über die anderen Funktionen vielfältige positive Einflüsse ergeben. Die Ertragsbeeinflussung stellt keine Funktion im eigentlichen Sinn mehr dar, sondern ist quasi das summarische Ergebnis der Heckenfunktionen auf ihre Umgebung gemessen am ökonomischen Effekt.

4. Ertragsbeeinflussung und funktionsabhängiger Flächenbedarf

Die Berücksichtigung der Ertragsbeeinflussung in Fig. 12 deutet schon an, daß die Auswirkungen einer Hecke auf ihre Umgebung nicht mit ihren ökologisch-ästhetischen Funktionen allein abzudecken sind. Die Notwendigkeit, auch dies zu untersuchen, ergibt sich aus der Existenz von Hecken in Kulturlandschaften, deren Nutzung Bestandteil ihrer Definition ist.

Eine Bewertung setzt jedoch eine sehr differenzierte Betrachtung und vor allem eine zeitliche Trennung voraus: Welche (direkten) landwirtschaftlichen Nachteile muß man in Kauf nehmen, um die landschaftsökologischen Vorteile zu erhalten (Funktionen), die dann indirekt wiederum auf die Landwirtschaft zurückwirken? Hierbei sind zwei Komplexe zu trennen.

Zum einen interessiert, über welche Mechanismen Hecken den landwirtschaftlichen Ertrag (positiv wie negativ, direkt wie indirekt) beeinflussen und welche Einflüsse gesamthaft überwiegen.

Zum anderen geht es um den Flächenbedarf, der beispielsweise bei der Flurbereinigung, wo es ja um die Zuteilung von Flächen und Nutzungen geht, im Vordergrund steht. Weil dieser Aspekt bei der Diskussion um Erhaltung, Beseitigung oder Neuanlage von Hecken häufig dominiert, ist es auch für eine landschaftsökologische Argumentation entscheidend, den Flächenbedarf beziffern zu können.

Auf dieser Grundlage läßt sich der Flächenanspruch ermitteln, den Hecken benötigen („Kosten“), um im Agrarökosystem Funktionen übernehmen zu können („Nutzen“).

4.1 Beeinflussung des landwirtschaftlichen Ertrags

Hecken üben auf angrenzende landwirtschaftliche Kulturen zunächst im Nahbereich einen direkten Einfluß aus. Dem stehen jedoch die indirekten Einflüsse durch die beschriebenen Funktionen im Agrarökosystem gegenüber (Fernwirkungen). Beide Bereiche müssen für eine Gesamtbewertung nach Ursachen differenziert, zeitlich und räumlich abgegrenzt und schließlich insgesamt bilanziert werden.

4.1.1 Nahwirkungen

Die Nahwirkungen wirken sich alle auf einen Streifen parallel zu beiden Seiten der Hecke aus. Um die Ausdehnung dieser Streifen zu kennen, muß nach den Ursachen aufgeschlüsselt werden, deren Einfluß im einzelnen untersucht und räumlich erfaßt werden.

Wurzelkonkurrenz

Die perennierenden Sträucher und vor allem Büsche und Bäume sind im Wurzelbereich zwangsläufig den einjährigen Feldfrüchten in der Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe überlegen. Da das Wurzelsystem der Heckengehölze sich mit deren zunehmender Größe ausdehnt, wird die Zone der Wurzelkonkurrenz üblicherweise in Vielfachen der Heckenhöhe angegeben.

Die Entfernung von der Hecke, bei der wieder 100 % des normalen Ertragsniveaus erreicht werden, wird nach KREUTZ (1968, S. 283) spätestens beim 1,5fachen der Höhe erreicht. Auch nach MÜLLER, F. (1981, S. 295) liegt sie beim 1,5fachen der Heckenhöhe. MÜLLER, Th. (1956, S. 43) ermittelte empirisch bei einer 3,5 m hohen Hecke weniger als 4 m. BENDER (1955, S. 80/93) nennt bei zwei Versuchshecken einmal 4,4 m Entfernung bei einer Höhe von 5,7 m, bei einer anderen Hecke von 3 m Höhe je nach Anbaufrucht zwischen 3,5 und 7 m.

Bei einer durchschnittlichen Heckenhöhe von etwa 4 m reicht die Zone der Wurzelkonkurrenz also höchstens 6 m weit. Es ist dabei allerdings zu beachten, daß der Ertrag in diesem Bereich nicht völlig ausfällt, sondern von Null am Heckenrand aus zunimmt, um nach 6 m den Normalertrag (= 100 %) zu erreichen. Deshalb geht im Wurzelkonkurrenzbereich nur etwa die Hälfte des Ertrags verloren.

Schattenfall

GEIGER (1961, S. 529) nennt Werte, in wieweit sich die Globalstrahlung neben einer Hecke vermindert. Im günstigsten Fall verläuft eine Hecke N-S, so daß während des höchsten Strahlungsangebotes über Mittag durch Schatten kein Verlust entsteht. Die Globalstrahlung vermindert sich daher in einem Streifen gleich dem der Heckenhöhe auf beiden Seiten nur um 16 % auf 84 % des Gesamtwertes.

Im ungünstigsten Fall einer W-E verlaufenden Hecke erhält die N-Seite (Schatten) in einer der Heckenhöhe entsprechenden Entfernung nur 48 % der Globalstrahlung, aber bereits in der doppelten Entfernung wieder 97 %. Die Südseite erhält dagegen praktisch das gesamte Strahlungsangebot (99 %).

Bei einer NE-SW verlaufenden Hecke liegt der Wert auf der NWSeite bei 79 % in einer Entfernung gleich der Heckenhöhe. Bei allen anderen

Ausrichtungen liegen die Werte auch bei einem Abstand gleich dem Einfachen der Heckenhöhe über 90 %.

Die Werte beziehen sich auf den Sonnenhöchststand am 21. Juni. Folglich verbreitert sich die Schattenzone bis zum Tiefststand im Dezember. Diese Veränderung geht im Bereich der Extremstände langsam, im Bereich der Sonnenwenden im Herbst und Frühjahr schneller vonstatten, weshalb sie für die im Sommer reifenden Feldfrüchte nur geringe Bedeutung besitzt. Unterschiede treten noch in geneigtem Gelände auf, wobei sich die beschattete Fläche durch die Projektion je nach Exposition des Hanges sowohl vergrößern als auch verkleinern kann.

Aus diesen Angaben folgt, daß eine wesentliche negative Ertragsbeeinflussung durch Beschattung nur im Extremfall auf einer Seite der Hecke in einem Streifen gleich der Heckenhöhe feststellbar ist. Auch diese Beeinträchtigung nimmt mit dem Abstand von der Hecke kontinuierlich ab, so daß er mit dem Bereich maximaler Wurzelkonkurrenz direkt an der Hecke oder gar nur dem Saum zusammenfällt.

Laubfall

Nachdem alle einheimischen Heckengehölze durchwegs laubabwerfend sind, fällt im Spätherbst das Laub auf die angrenzenden Bereiche. Starke Laubbedeckung konzentriert sich dabei auf einen schmalen Streifen neben der Hecke mit maximaler Windbremsung. Wird danach gepflügt, so begünstigt dieser Umstand die Humusbildung im Boden und kann beim vorherrschenden Humusdefizit positiv eingestuft werden. Ist Wintergetreide angebaut, dann könnte die Laubschicht in ungünstigen Fällen so dick sein, daß sie unter Umständen (z.B. Feuchthjahre) durch den Wind nicht ausreichend verteilt wird und die Saat vermodert.

Es liegen über dieses Detailproblem in der Literatur keine konkreten Angaben vor. Vermutlich kommen aber nur in der Nähe größerer Laubwaldbestände so hohe Laubmengen zustande, daß das Problem akut wird. Insgesamt dürfte es bei Gebieten mit hohem Ackerlandanteil kaum ins Gewicht fallen.

Schneebedeckung

Durch die Herabsetzung der Geschwindigkeit des Windes hinter Hecken sinkt dessen Schleppkraft. Auf diese Weise wird die im Gebiet fallende Schneemenge lokal unterschiedlich stark abgelagert. Die entsprechende Zone hinter einer Hecke erstreckt sich weiter, als die der übrigen Nahwirkungen. MÜLLER (1956, S. 42) ermittelte an Hecken auf der Schwäbischen Alb, daß die Freilandschneehöhen erst in einer Entfernung entsprechend dem drei- bis fünffachen der Heckenhöhe wieder erreicht waren. Wenn große Schneehöhen mit tiefen Temperaturen zusammenfallen, wie das in den Mittelgebirgen der Fall ist, so kann der Schnee so lange liegenbleiben, daß unter Wächten hinter Hecken das Wintergetreide im Wachstum behindert wird oder im Extremfall sogar vermodert.

Die süddeutschen Intensivagrарlandchaften zeichnen sich jedoch durch sehr geringe Höhen an Schnee aus, der infolge der Temperaturgunst in aller Regel längst vor Beginn der Wachstumsphase abgetaut ist.

Manövrierhindernis für Landmaschinen

Auch wenn eine Hecke direkt an ein Feld grenzt, kann der ganze Platz landwirtschaftlich genutzt werden, wenn parallel zu ihr geackert wird. Ist dies nicht möglich, dann kann ein Streifen vor den Heckten, vor denen gewendet werden muß, nicht genutzt werden. Bei der Frage, wie häufig diese Situation auftritt, müssen folgende Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Auf erosionsgefährdeten Lagen sollte ja gerade durch quer zum Hang verlaufende Hecken auch die Pflugrichtung so vorgegeben werden. In diesen Bereichen stehen daher nur die wenigen zur Vernetzung senkrecht zum Hang verlaufenden Hecken im Weg.
- Ein Teil der Hecken grenzt mit einer Seite an nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen (Wege, Böschungen). Entsprechend ergeben sich hier auch keine Manövrierbehinderungen.
- Die wohl unumgängliche erhebliche Vergrößerung der Feldschläge im Zuge der modernen Flurbereinigung bringt es mit sich, daß praktisch jedes Feld ohnehin auf mehreren Seiten von Wegen umgeben ist und die entsprechenden Manövriermöglichkeiten bestehen.
- Nachdem aus ästhetischen und ökologischen Gründen in den Gäulandschaften ausdrücklich keine allseitige Umschließung der Felder durch Hecken angestrebt wird, reduziert sich das Problem auf wenige Fälle.

Insgesamt dürften gravierende Behinderungen durch Hecken aus diesen Gründen nicht sehr häufig vorkommen und daher auch wenig zusätzliche Fläche beanspruchen.

Zusammenfassung

Zusammen betrachtet ergibt sich, daß sich die Nahwirkungen von Hecken mit negativen Auswirkungen auf einen schmalen Streifen konzentrieren, der durchschnittlich nach dem 1,5fachen der Heckenhöhe endet. Der Ertrag fällt hier jedoch nicht völlig aus, sondern nimmt kontinuierlich bis zur Hecke hin ab, so daß die Ernte auf diesen Streifen nur rund zur Hälfte verloren geht.

Die Beeinträchtigungen durch Wurzelkonkurrenz und Schattenfall fallen weg, wenn sich dieser Bereich mit Wegen deckt. Durch geeignete Planung lassen sich diese Probleme also noch reduzieren.

4.1.2 Fernwirkungen

Unter den Fernwirkungen werden die Veränderungen zusammengefaßt, die Hecken über ihre verschiedenen Funktionen im Agrarökosystem ausüben und die indirekt den landwirtschaftlichen Ertrag beeinflussen. In den Intensiv-Agrarlandschaften gibt es inzwischen jedoch nur noch so wenig Hecken, daß auf Ergebnisse von Einzeluntersuchungen zurückgegriffen werden muß. Hierzu ist zwischen qualitativen Aussagen und exakten quantitativen Angaben sowie hinsichtlich der berührten Prozesse zu unterscheiden. Eine Gesamtbewertung einer ganzen Heckenlandschaft kann beim derzeitigen Wissensstand nur mittels logischer Schlüsse abgegeben werden. Eine experimentielle Bestätigung wird noch lange auf sich warten lassen.

Wassererosionsschutz

JUNG (1956) stellte Untersuchungen auf 29 Lößstandorten Süddeutschlands über den Einfluß der Bodenerosion auf den Ertrag auf verschiedenen ge-

neigten Hängen an. Er ermittelte, daß ab 5 % Neigung durch den ungebremsten Bodenabtrag das Aufgehen der Saat stark beeinträchtigt ist (30 % bei Getreiden, a.a.O., S. 30). Im Akkumulationsbereich treten Schäden durch Überschüttung auf; später kommt es durch Überdüngung infolge Nährstoffakkumulation regelmäßig zu Lagergetreide. Die physikalischen Bodeneigenschaften (Pufferkapazität, Bodenluft) verschlechtern sich sowohl in Erosions- als auch in Akkumulationsbereichen zum Nachteil des Ernteertrags.

Die Erträge der Hänge, aber auch der Akkumulationsflächen lagen zwischen 7,5 % und 30 %, in Extremfällen sogar bis 50 % unter denen der oben anschließenden Verebnungen. Mit dieser Beobachtung stimmen auch die Ergebnisse der in Abschnitt 2.1 zitierten Untersuchung aus dem Ochsenfurter Gau (10-17 % Ertragseinbuße) überein.

Der Autor diskutiert jedoch nicht, welcher Anteil dieser Ertragsminderung auf die Erosion, welcher auf die Lageunterschiede zurückzuführen ist. Es kann unterstellt werden, daß auf Hängen durch Expositionsunterschiede, mikroklimatische Unterschiede und anderes Infiltrationsverhalten niemals dieselben Erträge wie auf Verebnungen gegeben sind. Eine exakte quantitative Aussagebeziehung zwischen Erosionsminderung durch Hecken und daraus resultierender Ertragssteigerung ist folglich kaum möglich.

Es lassen sich lediglich die qualitativen Schlußfolgerungen übernehmen, wonach „bei normalen, ungestörten Bodenverhältnissen die Erträge am höchsten sind“ (a.a.O., S. 34), sich also Maßnahmen zur Erosionsminderung über verschiedene Wirkungsmechanismen auf jeden Fall ertragssteigernd auswirken.

Windschutz

Auch die Veränderung des Mikroklimas im Windschatten von Hecken wirken sich positiv auf den Ernteertrag in trockenen Gebieten aus, was im Prinzip seit langem bekannt ist (WENDT, 1951). Hierzu gibt es eine Reihe von genauen Untersuchungen.

BENDER (1955) stellte bei langjährigen Versuchen folgende Ertragssteigerungen fest (Durchschnittswerte eines Streifens von 70-80 m ab Hecke):

Tabelle 6

Ertragssteigerung durch Windschutzpflanzungen auf einem Hof in Horst, Kreis Peine, auf Flugsandboden (BENDER, 1955, S. 79).

Anbaufrucht	Meßperiode	Ertragssteigerung
Roggen	3 Jahre	6,2 %
Kartoffeln	2 Jahre	12,5 %
Zuckerrüben (Gewicht)	2 Jahre	16,5 %
Zuckerrüben (Zuckergehalt)	2 Jahre	19,7 %
Sommergerste	3 Jahre	19,4 %

Der Autor führt diese erheblichen Steigerungsraten sowohl auf die geringere Verdunstung, als auch auf die reduzierte Erosion durch die Hecken zurück. Die Messungen wurden auf Flugsandboden gemacht, der noch erheblich erosionsgefährdeter ist, als der Lößboden und bei höheren Windgeschwindigkeiten.

HANKE und KAISER (1956) machten Messungen auf einem Gut in Wahn/Rheinland. Danach erhöhte sich der durchschnittliche Ertrag auf dem Streifen zwischen der Windschutzhecke und dem 30fachen ihrer Höhe bei Hafer um 9,2 %. Bei Zuckerrüben lag bis zum 28fachen der Höhe im Durchschnitt das Gewicht um 5,6 %, der Zuckergehalt um 8,5 % höher als auf dem ungeschützten Feld, während der Stickstoffanteil um 5 % darunter lag.

Tabelle 7

Ertragssteigerung durch Windschutzpflanzungen im Streifen zwischen der Hecke und dem 14fachen ihrer Höhe. Nach Angaben verschiedener Autoren zusammengestellt, in: KREUTZ, 1961, S. 458 und 1968, S. 284.

Anbaufrucht	durchschn. Ertragssteigerung
Kartoffeln	20 %
Hafer/Gerste	10,4 %
Zuckerrüben (Gewicht)	6 %
Zuckerrüben (Zuckergehalt)	8,5 % (auf 18fache Höhe)

Stabilisierung des Agrarökosystems

Im Gegensatz zum Obstbau sind im Ackerbau höchstens geringe Probleme durch Schädlinge zu erwarten, die durch Hecken gefördert würden. Auch Kosten für gezielte Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen und Beratungen fallen viel seltener an. Demgegenüber wirkt sich die allgemeine, dauernde Stabilisierung des Phytophagen-Entomophagen-Komplexes in dem Sinne aus, daß Schadschwellen seltener überschritten werden und deshalb weniger oft zum Pestizideinsatz gegriffen werden muß. Langfristig sind dadurch eher Kosteneinsparungen zu erwarten, die heute jedoch quantitativ noch nicht zu beziffern sind.

Hinzu kommen noch die psychologischen Aspekte einer verbesserten Akzeptanz der Landwirtschaft in der Gesamtbevölkerung, die derzeit häufig als Naturzerstörer gesehen wird. Weitere finanzielle Hilfen der Öffentlichkeit zur Verbesserung der ökonomischen Situation der Landwirtschaft sind nur im Zusammenhang mit dem Komplex Kulturlandschaftspflege/Biotopschutz/ökologisch verträglicher Anbau denkbar.

4.1.3 Schlußfolgerung und Bewertung

Die Reihe der angeführten Beispiele ließe sich mühelos verlängern. Unkritische Schlußfolgerungen wie: „Die Ergebnisse sind als durchwegs positiv zu beurteilen“ (REIF et al., 1984, S. 136), sind jedoch zu pauschal und müssen danach differenziert werden, in wieweit die ökologischen Verhältnisse eine Übertragbarkeit der Ergebnisse zulassen.

Die der Reduzierung der austrocknenden Wirkung des Windes durch Hecken wirkt sich in den klimatisch und edaphisch trockenen lößerfüllten Beckenlandschaften Süddeutschlands aller Voraussicht nach steigend auf den Ertrag aus.

Eine direkte Schädigung der Pflanzen durch Winderosion kann vermutlich in Süddeutschland wegen der geringeren Windgeschwindigkeiten vernachlässigt werden.

Der Schutz feinsten Bodenteile vor Ausblasung führt jedoch über die Erhöhung der Bodenqualität zu einer besseren Nährstoff- und Wasserspeiche-

rung im Boden und somit langfristig zu einer Ertragsverbesserung.

Die Ertragsbeeinflussung durch herabgesetzte Verdunstung muß nach Anbaufrüchten und sogar nach deren Qualität (Zuckerrüben) stark differenziert werden (vgl. Tab. 6 und 7), was von deren Feuchtigkeitsbedarf, Wasseraufnahmefähigkeit und osmotischem Verhalten abhängt. Eine langfristige Gesamtbewertung wird dadurch äußerst kompliziert.

Die genaue prozentuale Ertragssteigerung anzugeben ist selbst für begrenzte Gebiete nicht möglich. In jedem Fall muß zwischen Gebieten mit Feuchtigkeitsüberangebot (hohe Niederschläge/Lehmboden) und solchen, die eher unter Trockenheit leiden, unterschieden werden.

Die Untersuchung von JUNG zeigt, daß sich die Verminderung der mechanischen Belastung und der Materialumlagerung bei der Wassererosion auch sofort auf den Ertrag steigend auswirkt.

Stärker schlägt hier jedoch der mittelfristige Effekt zu Buche, wenn sich wieder gesündere Bodenprofile aufbauen können, später die langfristig bodenschützenden Effekte. Dies quantitativ mit der notwendigen belegbaren Exaktheit auseinanderzuhalten ist wohl kaum möglich.

Hierzu kommt noch die Gesamtwirkung einer ganzen Heckenlandschaft. Es kann unterstellt werden, daß diese die Ergebnisse an einer einzelnen Hecke nochmals in irgendeiner Weise beeinflusst. Diese Frage ist wohl überhaupt nicht quantitativ zu fassen, weshalb ihr sämtliche zitierten Untersuchungen aus dem Weg gehen (müssen) und sich nur auf Einzelhecken beschränken.

Aus den angeführten Gründen kann der langfristige Einfluß von Hecken auf den Ernteertrag quantitativ nur äußerst schwer ermittelt und schon garnicht vorhergesagt werden. Für die Verhältnisse Süddeutscher Intensiv-Agrarlandschaften läßt sich aber als qualitative Aussage festhalten, daß sich der Ertrag auf dem gesamten Feld neben einer Hecke möglicherweise sogar steigern ließe, auf jeden Fall würde der Ausfall durch Nahwirkungen direkt neben einer Hecke zumindest ausgeglichen. Als echter Verlust bliebe damit höchstens die reine bestockte Fläche übrig. KNAUER (1985, S. 49) stellt für vergleichbare Gebiete allgemein fest: „Zusammengenommen deutet sich aus den bisherigen Messungen im Vergleich zum Referenzfeld ohne Hecke eine gewisse Wirkungsneutralität von Hecken auf den Gesamtertrag von Weizen an.“

4.1.4 Ergänzung durch das Ackerrandstreifenprogramm

Beim Ackerrandstreifenprogramm wird ein normalerweise 5 m breiter Streifen am Rand eines Feldes von jeglicher Herbizidanwendung und Unkrautbekämpfung ausgenommen, um den gefährdeten „Ackerwildkräutern“ (Segetalpflanzen, Unkräutern) einen Lebensraum zu bieten. Ansonsten wird dieser Streifen normal bewirtschaftet, für die Ernteverminderung erhält der Landwirt einen finanziellen Ausgleich, der von etwa 30 % Ernteausfall ausgeht (SCHUHMACHER, 1984, S. 16).

Dieses Programm kann eine hervorragende Ergänzung eines Heckensystems sein, wenn man die Ackerrandstreifen parallel entlang der Hecken plant.

Diese Anordnung bewirkt, daß die Ackerrandstreifen mit den ohnehin weniger produktiven Wurzelkonkurrenzbereichen zusammenfallen, sodaß durch die Entschädigungsregelung im Zuge des Pro-

gramms die heckenbedingte Ertragsminderung teilweise mit ausgeglichen wird.

Zum anderen puffert der ungespritzte Ackerrandstreifen schädliche Einflüsse von Herbiziden ab, sodaß die Hecke selbst weniger belastet ist und damit ökologisch noch aufgewertet wird. Die dichtere Bodenbedeckung des Ackerrandstreifens fängt bereits einen Teil des Stickstoffüberangebotes des Feldes auf. Gegen eine erhöhte Entschädigung ist in den entsprechenden Programmen teilweise vorgesehen, auf diesem Streifen auf die Stickstoffdüngung ganz zu verzichten. Dadurch vermindert sich der Nährstoffeintrag in die Hecke ganz erheblich und sie wird als Refugialstandort für die besonders gefährdeten mesotrophen Kräuter stark aufgewertet.

Für die heckenbewohnenden Insekten, die in die umliegenden Felder Streifzüge unternehmen reduziert sich die Giftbelastung überproportional stark, da der unmittelbar angrenzende Streifen am häufigsten aufgesucht wird.

Auch der Schutz vor Wassererosion wird im Vergleich zu der Wirkung einer Hecke allein noch verbessert, weil die Fläche mit dichtem Bodenbewuchs vergrößert wird und auf diese Weise ein höherer Anteil des Oberflächenabflusses in den Boden infiltriert werden kann. Hierbei spielt eine entscheidende Rolle, daß die Orientierung der Hecken quer zum Hang auch die Lage der Ackerrandstreifen daneben vorgibt, die Wirkung also verstärkt wird.

Durch die Verbindung von Heckenanlage und Ackerrandstreifenprogramm ließen sich die ökonomischen Nachteile einer ökologischen Bereicherung der Landschaft bündeln. Die wirtschaftliche Gesamtbilanz könnte verbessert werden, was vermutlich die Akzeptanz beider Konzepte bei den Landwirten erhöhen würde. Gleichzeitig ließe sich aber auch die ökologische Gesamtwirkung noch erheblich steigern. Diese Kombination wäre somit in jedem Fall empfehlenswert.

4.2 Funktionsabhängiger Flächenbedarf

Neben der Ertragsbeeinflussung kommt vor allem dem Flächenbedarf von Hecken in der sich immer stärker auf ertragreiche Böden konzentrierenden Landwirtschaft eine erhöhte Bedeutung zu.

Zwischen der Gesamtdichte eines Heckensystems und seinem ökologischen Wirkungsgrad besteht ein direkter Zusammenhang. Es ist also sinnvoll, für verschiedene Netzdichten abgestuft, sowohl den ökologischen Wirkungsgrad als auch den Flächenbedarf zu kennen.

Überlagernd hierzu ist in Abhängigkeit von den jeweils beabsichtigten Funktionen ein kleinräumiger

Wechsel der Dichte des Heckennetzes nötig. Somit ist es unumgänglich, auch den Flächenbedarf nach Funktionen zu differenzieren.

Bei allen folgenden Flächenberechnungen wird stets zugrundegelegt, daß die in Kapitel 3 dargestellten, je nach Funktion unterschiedlichen Anforderungen an die Struktur des Heckennetzes (Anordnung in der Flur, Aufbau der Hecken) eingehalten werden, um die optimale Wirkung zu erzielen.

4.2.1 Berechnungsmethodik

Heckenbreite

In Tabelle 8 sind Angaben zur Mindestbreite einer Hecke zusammengestellt, wie sie von diversen Autoren zur Erfüllung bestimmter Einzelfunktionen genannt werden.

Eine Unterschreitung dieser Mindestwerte läßt die angestrebten Wirkungen rasch sinken: die Durchblasbarkeit steigt, wodurch der Windschutzeffekt und der Biotopcharakter verändert wird. Außerdem nimmt die Infiltrationsrate für abfließendes Wasser und damit die Erosionsschutzwirkung ab.

Wesentlich breitere Hecken hätten eine zu geringe Durchblasbarkeit und damit ebenfalls eine schlechtere Windschutzwirkung zur Folge. Außerdem würden im Heckeninneren waldähnliche Bedingungen entstehen, wodurch sich eine entsprechende Biozönose mit einem geringeren Austausch zur Flur ansiedeln würde.

Aus den Werten der Tabelle 8 wird daher eine dreireihige Hecke von 3 Metern Breite plus ein Saum von beiderseits 1 Meter als optimaler Durchschnitt angenommen und für die folgenden Berechnungen zugrundegelegt. Dieser Wert stellt das Minimum dar, das notwendig ist, um die volle Funktionalität zu gewährleisten. Wenn unter dem Druck der Flächenkonkurrenz am Heckensystem Abstriche unumgänglich sind, sollten diese höchstens durch Aufweitung der Abstände erfolgen, um wenigstens die Wirkung der verbleibenden Hecken sicherzustellen. Dies gilt besonders für die Sicherung der wichtigen Säume. Eine schmalere Hecke von z.B. nur 2 statt 3 Metern brächte lediglich 0,5 % Flächengewinn. Der Wurzelkonkurrenzbereich würde sich nicht wesentlich verändern. Wo es möglich ist (z.B. an Weggabelungen, Steilhängen) wäre eine Ergänzung der Biotopvielfalt durch breitere Hecken oder Feldgehölze sehr sinnvoll.

Flächenberechnung

Je nach Funktion ergeben sich für die Hecken bestimmte Abstände, die auch als Heckenanzahl pro Längeneinheit angegeben werden können (z.B. ein Heckenabstand von 135 m entspricht 7,40 Hecken pro Kilometer).

Tabelle 8

Zur Erfüllung verschiedener Funktionen notwendige Mindestbreite einer Hecke.

Autor	Mindestbreite	Funktion
Diez (1982, S. 31)	3 m (*)	Wassererosion
Kreutz und Walter (1958, S. 281)	2-3 reihig	Winderosion
Knauer (1985, S. 107)	3 m	ökologische Nische
Zwölfer (1982 b, S. 133)	3-4 m	Biotop allgemein
Zwölfer et al. (1984, S. 21)	4 m	Biotop Vögel
Spreier (1984, S. 47)	5-8 m	Biotop Laufkäfer

zu (*): Angabe für Rain. Für Hecken ist entweder eine größere Gesamtbreite notwendig, oder ein intakter beidseitiger Saum, von zusammen entsprechender Breite. Für Überschußwasser wäre ein Graben zusätzlich nötig.

Dieser Wert muß, um ihn auf die Fläche umzurechnen, mit der Heckenlänge multipliziert werden (bei obigem Beispiel mit 1000; ergibt 7400 Hekkenmeter pro Quadratkilometer). Dabei ist die Anordnung in der Flur, netzartig oder nur in einer Richtung, entsprechend mit einzubeziehen. Das Ergebnis würde allerdings ununterbrochene Endloshecken repräsentieren, weshalb für Durchlässe bei Wegen bzw. zwischen kürzeren Hecken von dieser Länge ein bestimmter Teil wieder abzuziehen ist. Da sich die Zahl der Unterbrechungen der Hecken je nach Funktion unterscheiden, sind die entsprechenden Abzüge jeweils dort angegeben und begründet.

Um nun auf einen Flächenwert zu kommen muß mit der Breite einer Hecke incl. Saum von 5 m multipliziert werden. Das Ergebnis läßt sich in Quadratmetern pro Flächeneinheit oder in Prozent der Gesamtfläche ausdrücken (obiges Beispiel: 37000 qm pro qkm oder 370 qm pro ha oder 3,7 %).

Abstufung des Wirkungsgrades

Da sich der Wirkungsgrad eines Heckennetzes mit seiner Dichte kontinuierlich ändert, ließe sich im Prinzip für jede Stufe eine Berechnung von Dichte, ökologischer Wirksamkeit und Flächenbedarf anstellen. Eine zu feine Aufschlüsselung aller Zwischenstufen würde aber zu einem unüberschaubaren Zahlenwust führen. Deshalb werden hier für jede Funktion drei Stufen herausgegriffen und ihr Ergebnis für den Landschaftshaushalt charakterisiert. Die Stufen stellen jeweils eine Kombination aus ökologischer und landwirtschaftlicher Bewertung dar. Für diese Zielvorgaben läßt sich dann der jeweilige Flächenbedarf funktionsbezogen, oder auch für das Gesamtgebiet, ermitteln.

- „ökologisches Optimum“ – Priorität: Minimierung der ökologischen Belastungen.
Diese Stufe soll die maximalen Möglichkeiten ausschöpfen, mittels eines Heckensystems die Belastungen des Landschaftshaushalts zu reduzieren. Mit Hecken ist keine weitere Verbesserung der Verhältnisse in einem Agrarökosystem zu erreichen (beispielsweise läßt sich Erosion in landwirtschaftlich genutzten Gebieten niemals völlig vermeiden). Agrarökonomische Bedürfnisse werden ökologischen Erfordernissen untergeordnet, wobei kleine Teile der Flur unter den heutigen, stark mechanisierten Produktionsmethoden nicht mehr wirtschaftlich nutzbar wären.
- „Landschaftlicher Konsens“ – Priorität: mögliche Reduzierung der ökologischen Belastungen bei Aufrechterhaltung moderner Landwirtschaft.
Diese Stufe versucht die ökologischen Belastungen einerseits so weit wie möglich zu reduzieren, ohne jedoch andererseits im Endergebnis die Landwirtschaft wesentlich einzuschränken. Mit diesem Heckensystem ließen sich die Belastungen des Landschaftshaushalts flächenhaft erheblich senken, bei nur geringem Flächenverbrauch und unter Anerkennung der betrieblichen Erfordernisse heutiger Landwirtschaft. Es wären kaum (Ertrags-) Einbußen zu erwarten, vielmehr müßte ein Umdenken bei Bauern und Flurbereinigungsingenieuren einsetzen.
- „Funktionales Minimum“ – Priorität: heutige Landwirtschaft
Diese Stufe bezieht sich auf die Mindestdichte des Heckensystems, wenn es noch nennenswerte Effekte für das Gesamtökosystem bringen soll.

Es wird hierbei ausgegangen von einer unverändert durchgeführten landwirtschaftlichen Nutzung und einer Flureinteilung wie bei benachbarten Flurbereinigungen entstanden (Zusammenlegung aller Äcker eines oder zweier Gewanne zu einem neuen bei unverändertem Wegenetz) und das unter diesen Voraussetzungen Machbare beurteilt. Dieses Heckensystem könnte also unter den aktuellen Gegebenheiten überall auch noch „nachgerüstet“ werden, wobei lediglich der geringe Flächenbedarf zu berücksichtigen wäre.

Eine Unterschreitung dieser Stufe würde die Hecken-Funktionen punktuell konzentrieren, teilweise zu deren Ausfall führen, teilweise sie sogar ins Negative umkehren (z.B. lokale Windverstärkung beim Umströmen der Hecke, Förderung von Schädlingen durch Isolation der Biozönose). Eine Pflanzung von weniger Hecken als unter „funktionales Minimum“ angegeben oder deren räumliche Konzentration hätte kaum mehr als kosmetischen Charakter.

Welche ökologischen Auswirkungen jeweils konkret unter diesen drei Stufen zu erwarten sind, wird bei den einzelnen Funktionen definiert (z.B. unterschiedlicher Wirkungsgrad des Erosionsschutzes). Die Einstufung fußt auf den in Kapitel 3 erarbeiteten und durch Hecken erreichbaren Wirkungen. Letzten Endes stellt sie eine subjektive Auswahl und Bewertung dar, die jedoch aus Gründen der Praktikabilität und Übersichtlichkeit notwendig ist.

4.2.2 Funktion Wassererosionsschutz

In Tabelle 9 sind die Ergebnisse der Berechnungen zum Flächenbedarf eines Heckensystems mit Orientierung auf Wassererosionsschutz zusammengestellt.

Wegen der starken Abhängigkeit der Erosion von der Hangneigung muß in Neigungsklassen differenziert werden, die jeweils drei Prozentpunkte zusammenfassen, wie Spalte 1 zeigt. Bei der Berechnung des Durchschnitts wurde das arithmetische Mittel aus den Flächen- bzw. Erosionswerten der betreffenden vollen Prozentpunkte gebildet.

In Spalte 2 wurden für jede Hangneigungsklasse drei Erosionswerte weiter differenziert. Um diese nicht zu überschreiten, sind maximale Heckenabstände (als Unterbrechungen der Gesamthanglänge) einzuhalten, die in Spalte 3 beziffert sind.

Diese Hecken sollen in der Projektion gesehen quer zum Hang jeweils durchgehend sein, um den Wasserabfluß überall zu unterbrechen. Wegen des Kaltluftabflusses oder aus ästhetischen und zoologischen Gründen nötige Unterbrechungen müssen deshalb durch Hintereinanderstaffeln ausgeglichen werden. Lediglich für Wege sind Unterbrechungen unumgänglich, weshalb von der Gesamtlänge nur etwa 95 % realisierbar sind. Andererseits sind einige Hecken senkrecht zum Hang zusätzlich nötig (Funktion Biotop-Vernetzung) für die 5 % ausreichen, so daß bei der Berechnung insgesamt von 100 % ausgegangen werden kann. Im Bereich 3-6 % Neigung werden mehr senkrechte Vernetzungen nötig (Funktion Windschutz). Man kann von einem Flächenbedarf ausgehen, der 20 % desjenigen für Wassererosionsschutz ausmacht und ihm deshalb in der Tabelle zugeschlagen wurde. Das Ergebnis zeigt Spalte 4 als Flächenbedarf in qm/ha und Spalte 5 in Prozent der Gesamtfläche.

In Spalte 6 schließlich erfolgt die bewertende Einstufung gemäß den Vorgaben im vorhergehenden

Tabelle 9

Flächenbedarf von Hecken mit vorrangiger Funktion Wassererosionsschutz. Als gleichbleibend wurden bei der Berechnung eingesetzt: R = 50; K = 0,50; C = 0,30; P = 0,5-0,8 je nach Hanglänge; (Begründung siehe Text).

1 Hangneigung	2 Erosion mit Heckensystem bei Konturpflügen in t/ha/Jahr	3 dafür nötiger Heckenabstand in m	4 daraus resultierender Flächenbedarf in qm/ha	5 Einstufung Flächenbe- darf in %	6 Einstufung
< 3 %		Funktion Winderosion/Mikroklima dominierend			
	3	79	759	7,6	Optimum
3-6 % (*)	5 10	180 400	333 150	3,3 1,5	Konsens Minimum
	5	54	926	9,3	Optimum
6-9 %	10 15	135 240	370 208	3,7 2,1	Konsens Minimum
	7	33	1515	15,2	Optimum
9-12 %	10 15	60 100	833 500	8,3 5,0	Konsens Minimum
> 12 %		Sonderfälle mit spezieller Einzelbeurteilung			

zu (*): In Neigungsklasse 3-6 % sind 20 % zusätzliche Windschutzhecken enthalten (Begründung im Text).

Abschnitt „Abstufung des Wirkungsgrades“. Es werden bei den diversen Hangneigungen jeweils unterschiedliche Erosionswerte als Optimum, Konsens oder Minimum angesehen. Hierin kommt die Tatsache zum Ausdruck, daß auf flacheren Hängen eine bessere Erosionsverminderung realistisch ist, als auf steileren. Umgekehrt muß auf Hängen mit großer Neigung eine höhere Erosion akzeptiert werden, als auf flachen, da sonst eine Landwirtschaftliche Nutzung nicht möglich wäre. Es würde der komplexen Problematik nicht gerecht werden, hier einen starren Schwellenwert für alle Neigungen einzusetzen. Außerdem muß auch die flächenhafte Ausdehnung der Neigungsklassen mitberücksichtigt werden. So kann z.B. ein Heckenabstand von nur 60 m bei Neigungen zwischen 9 % und 12 % als „Konsens“ eingestuft werden, da diese Neigungen nur sehr geringe Flächen einnehmen. Größere Abstände hätten hier aber extreme Erosion zur Folge. Noch steilere Hänge über 12 % kommen sehr selten und dann nur kleinräumig vor, so daß jeweils einzeln bewertet werden kann, ob sie überhaupt noch sinnvoll ackerbaulich zu nutzen sind. Unter 3 % dominiert die Funktion Winderosions/Verdunstungsschutz. Die Anlage von Erosionsschutzhecken bliebe Stückwerk, wenn nicht parallel dazu Pflügen quer zum Hang durchgeführt wird, was zu initiieren ein gewünschter Effekt des Anlagemusters ist. Bei der Berechnung der Erosionswerte wurde daher Konturpflügen allgemein unterstellt.

Die Berechnungen der Heckenabstände erfolgt mit Hilfe der WISCHMEIERformel (vgl. Kap. 3.1.1). Um den für ein bestimmtes Erosionsschutzziel notwendigen Flächenbedarf so konkret wie in Tab. 9 angeben zu können, müssen in die Formel exakte Werte eingesetzt werden. Die Berücksichtigung aller Kombinationsmöglichkeiten ergäbe ein riesiges Tabellenwerk, so daß einige Annahmen gemacht werden mußten. Die Verhältnisse schwanken jedoch innerhalb der Süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften für drei Erosionsfaktoren relativ wenig, da diese ja als gemeinsame Definitionskriterien dieser Gebiete herangezogen wurden (vgl. Kap. 2). Für einen konkreten Fall könnten genauere Werte bestimmt werden, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, daß der C-Faktor mit den Fruchtfolgen jährlich

wechselt und auch der K-Faktor sich kleinräumig verändert, eine gewisse Abstraktion also selbst dann unumgänglich ist.

Als gleichbleibend wurden daher bei der Berechnung eingesetzt: R = 50 (z.B. Mainfranken 48, Dugau 55-62); K = 0,50 (stark erodierte Parabraunerde auf Löß); C = 0,30 (Getreidefruchtfolgen/Zuckerrüben). Größere Unterschiede ergeben sich dagegen hinsichtlich des LS-Faktors der in Spalte 1 daher variiert wird, und hinsichtlich des P-Faktors, der jedoch durch Hecken gerade hinsichtlich Konturpflügen beeinflusst werden soll. Der diesbezügliche Wert von P = 0,50 wird allerdings nur bei den kurzen Heckenabständen der Stufe „Optimum“ der Neigungen 3 %-9 % erreicht und mußte ansonsten nach oben korrigiert werden (vgl. Kap 3.1.1 und MÜLLER, 1988, S. 98).

4.2.3 Windschutzfunktion (Winderosion und Verdunstung)

Die beiden Funktionen Winderosions- und Verdunstungsschutz können gemeinsam behandelt werden, da sie über denselben Mechanismus (Abheben des Bodenwindes durch Aufrauung der Oberfläche) wirksam werden, deshalb dieselbe Heckenstruktur erfordern und dieselbe Fläche beanspruchen. Die Ergebnisse der Flächenberechnung sind in Tabelle 10 zusammengestellt, wobei unabhängig von der Maschenweite des Heckennetzes zwei Gestaltprinzipien zugrunde liegen:

- Eine Struktur ohne einheitliche Ausrichtung (wegen der wechselnden Windverhältnisse).
- Wegen der Frostgefahr, aus ästhetischen und zoologischen Gründen sind kurze Hecken, die überall Durchlässe freilassen, insgesamt am günstigsten, womit sich der Flächenbedarf stark reduziert.

Deshalb wurden bei der Berechnung nicht die Längen von allseitig die Felder umgebenden Hecken zugrundegelegt, sondern eine aufgelockerte Struktur, wo nur 50 % dieser Fläche bestockt ist.

Hauptschwierigkeit bei der Bewertung des ökologischen Wirkungsgrades ist die Tatsache, daß schon jedes einzelne Gestaltelement in der Landschaft eine Wirkung zeigt, aber mit Ausnahme des direkten

Einflußbereiches einer Hecke keine Grenzwerte existieren.

Tabelle 10

Flächenbedarf von Hecken mit vorrangiger Funktion Windschutz.

Feldgröße/ Maschenweite des Heckennetzes	resultierender Flächenbedarf für Hecken in qm/ha : %	Einstufung:
75 x 200 m	458 : 4,6	Optimum
185 x 350 m	207 : 2,1	Konsens
250 x 500 m	150 : 1,5	Minimum

Ökologisches Optimum

Die Veränderung der neben einer einzelnen Hecke meßbaren Größen (Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit, Ertragsbeeinflussung, etc.) beschränkt sich auf einen Bereich bis etwa dem 15fachen der Heckenhöhe. Bei 4 m Höhe wären das 60 m. Einzelstehende und durchgewachsene Bäume in Hecken erhöhen den Wert noch etwas, so daß man etwa auf eine Breite von 75 m kommt. Dies entspricht ungefähr dem Wert von noch nicht oder bereits sehr früh bereinigten Feldern. Deren Länge liegt bei etwa 200 m, wobei die Anordnung in der Flur abwechselt. Würde man diese Feldgröße beibehalten und auf sämtlichen Feldgrenzen Anpflanzungen vornehmen, dann könnte man im Sinne von Winderosion und Mikoklima von einer optimalen Ausstattung sprechen.

Funktionales Minimum

Sämtliche Autoren weisen darauf hin, daß ein weitmaschigeres Heckensystem sehr wohl positive Auswirkungen für das Gesamtökosystem auch über das 15fache der Höhe der Einzelhecke hinaus hat. Wichtig ist vor allem, daß die Landschaft möglichst überall mit Hecken und anderen Gestaltelementen ausgestattet ist. Bei der Stufe „funktionales Minimum“ wird von landwirtschaftlichen Prioritäten ausgegangen. Wenn die heute übliche Gewanngröße von etwa 250 x 500 m (12,5 ha) als für die moderne Landwirtschaft optimale Feldgröße angesehen wird, dann könnte zumindest an den Rändern dieser Großfelder konsequent Fläche für Hecken bereitgestellt werden. Dieses Netz wäre als funktionales Minimum einzustufen, da sich bei konsequenter Verteilung der Hecken über die gesamte Flur immer noch eine flächenhafte Verbesserung der Situation für Verdunstung und Winderosion erreichen ließe.

Landschaftlicher Konsens

Wenn man sich dazu entschließen könnte diese Großfelder auf etwa die halbe Fläche zu teilen (6,25 ha), dann könnte die Wirkung überproportional gesteigert werden. Bei einem direkten Heckeneinfluß auf 75 m würde, alle Windrichtungen übers Jahr summiert, nur ein kleiner Bereich in Feldmitte nicht mehr in den direkten Einflußbereich fallen. Die übrigen Bereiche würden zumindest für eine Windrichtung die volle Schutzwirkung der Hecke spüren. Die resultierenden Feldgrößen von beispielsweise 185 x 350 wären nach heutigen betriebswirtschaftlichen Maßstäben auch noch vertretbar.

4.2.4 Biotopfunktionen (Flora, Fauna, Stabilisierung des Agrarökosystems)

Nachdem sich der Integrierte Pflanzenschutz auf die Existenz ökologischer Zellen zur Stabilisierung des Agrarökosystems stützt, bestehen im Prinzip dieselben Ansprüche hinsichtlich gleichmäßiger Verteilung und Vernetzung wie bei deren allgemeiner Funktion als Biotop für Fauna und Flora, so daß diese Funktionen in bezug auf ihren Flächenbedarf gemeinsam behandelt werden können. Die benötigten Flächen sind in Tabelle 11 zusammengestellt. Bezüglich der Struktur sind vor allem zwei Punkte von Bedeutung:

- Die ökologische Wirksamkeit von Hecken in dieser Funktion steht in engem Zusammenhang mit der Reichweite der sie bewohnenden Fauna. Auf die Fläche bezogen, ergibt sich eine Differenzierung: Während es für die Aufrechterhaltung einer lebensfähigen Biozönose nur auf den Abstand zur nächstgelegenen Hecke ankommt, geht der Anspruch der Funktion „Stabilisierung des Agrarökosystems“ darüber hinaus. Sein Ziel ist es, daß die gesamte Feldflur innerhalb der Reichweite liegt. Dafür ist eine möglichst gleichmäßige Verteilung in der Flur mit allseitiger Vernetzung, also Hecken entlang sämtlicher Seiten der Felder, nötig.
- Die Artenvielfalt liegt bei gleicher Gesamtlänge für kürzere Hecken höher. Für die Flächenberechnung wurde deshalb davon ausgegangen, daß die Feldgrenzen nicht mit durchgehenden Hecken bepflanzt werden, sondern nur zu 50 %.

Tabelle 11

Flächenbedarf von Hecken mit vorrangiger Funktion Biotop (Flora, Fauna, Stabilisierung des Agrarökosystems).

Heckenlänge in m/ha	Flächenbedarf in qm/ha : %	Einstufung
90	450 : 4,5	Optimum
60	300 : 3,0	Konsens
30	150 : 1,5	Minimum

Ökologisches Optimum

Nach Untersuchungen von ZWÖLFER (1984, S. 26) wird eine dauerhafte, stabile Artenvielfalt von verschiedenen Tiergruppen bei unterschiedlicher Heckendichte erreicht. Die höchsten Ansprüche stellen demnach die Vögel, die eine Heckendichte von 80-90 lfd. Metern pro ha benötigen, um das Überleben des gesamten Artenspektrums sicherzustellen.

KNAUER (1985, S. 107) nennt für im Integrierten Pflanzenschutz als Ausgangspunkte von Nützlingen eingesetzte ökologische Zellen als Fläche ebenfalls 4-5 %. Dieser Wert kann also für beide Funktionen als optimal eingestuft werden.

Natürlich wäre eine noch größere Dichte für beide Funktionen noch günstiger. Wegen des weitgehenden Fehlens der Austauschmöglichkeit mit Wäldern wäre das speziell in den ausgeräumten Fluren Süddeutscher Intensiv-Agrarlandschaften sogar anzustreben. Wichtiger als die absoluten Flächenanteile ist jedoch die gleichmäßige Verteilung.

Funktionales Minimum

Würde man um die heute üblichen Felder, von ca. 250 x 500 m die Grenzen zu 50 % mit Hecken bepflanzen, dann ließe sich dort bei geeigneter Verteilung

lung insgesamt der für einen Austausch maximale Abstand noch einhalten. Der Anteil des Aktionsbereiches der Nützlinge am Gesamtfeld hinge dann vom Zuschnitt (schmal oder quadratisch) ab, wobei die Frequenz zur Feldmitte hin abnehme.

Der resultierende Wert von 30 Metern pro ha würde also den Zuschnitt der Felder nicht behindern. Eine gleichmäßige Verteilung vorausgesetzt, läge er etwa dort, wo sich bereits die Populationen der Wirbellosen stabilisieren (ZWÖLFER, 1984, S. 25: 25 m/ha) und somit eine Selbstregulation des Phytophagen-Entomophagen-Komplexes möglich wäre. Der Wert von 5 m/ha, der eine Hecke als Biotop nahezu wertlos macht (a.a.O.), würde noch erheblich überschritten.

Landschaftlicher Konsens

Da sich der Wirkungsgrad zwischen den beiden anderen Stufen kontinuierlich verändert, kann für diese Stufe ein mittlerer Wert zugrundegelegt werden. Wenn die Felder schmallänglich zugeschnitten würden, wäre sogar ein Queraustausch zwischen den Hecken über das Feld hinweg möglich und die Stabilisierungsfunktion wäre auf dem gesamten Feld gut gewährleistet. Allerdings würde sich nicht das volle erreichbare Artenspektrum einstellen, was sowohl für den Wert als Biotop insgesamt, als auch für das Funktionieren integrierter Nahrungsketten bereits einen gewissen Mangel bedeutete.

4.2.5 Landschaftsästhetische Funktion

Im Abschnitt 3.7.5 wurde gezeigt, daß eine sinnvoll angelegte, auf landschaftsökologische Wirkungen ausgerichtete Heckenlandschaft in ihrer wechselnden Anordnung (Vielfalt) gleichzeitig landschaftsästhetischen Anforderungen genügt. Voraussetzung hierfür ist allerdings, daß die Anordnung der Hecken nicht konzentriert an wenigen Refugialstandorten erfolgt, sondern möglichst die ganze Flur durchzieht, was ja auch die ökologische Wirksamkeit verbessert. Ist dies der Fall, dann genügen diese Hecken aus ihrer ökologischen Sinnhaftigkeit heraus bereits den ästhetischen Ansprüchen.

Einzig aus ästhetischen Gründen angelegte Hecken wären in einer Agrarlandschaft sinnlos. Die durch den Wechsel der ökologischen Funktionen sich von selbst ergebende Vielfalt müßte theoretisch bei aus rein ästhetischen Gründen angelegten Hecken künstlich geschaffen werden.

Die kulturlandschaftliche Eigenart des historisch gewachsenen Anordnungsmusters erwuchs aus der Anpassung an die lokalen ökologischen Verhältnisse. Das ästhetische Kriterium Eigenart läßt sich folglich auch nur durch eine entsprechende Beachtung ökologischer Funktionen erreichen.

Auch bei der wertmäßigen Abstufung (Optimum, Konsens, Minimum) der Heckendichte vollzieht sich die Bewertung parallel. Je dichter das Hecken-system wird, desto höheren ästhetischen Anforderungen genügt es auch. Der visuelle Sättigungspunkt wird dabei in einer Agrarlandschaft wohl nicht überschritten.

Durch die Übereinstimmung des Grades ästhetischer Qualität mit ökologischer Wirksamkeit ergibt sich einerseits eine Kongruenz im Flächenbedarf. Andererseits läßt sich feststellen, daß für die Funktion Landschaftsästhetik keine zusätzlichen Flächen benötigt werden, sondern daß diese durch ein ökologisch orientiertes Heckennetz bereits mit abgedeckt ist.

5. Fallbeispiel – ökologisch orientiertes Gesamtkonzept für ein Heckensystem

Bei allen bisherigen Ausführungen stand die jeweilige Heckenfunktion in ihrer maximalen Wirksamkeit im Vordergrund. Es zeigt sich rasch, daß mit der kleinräumig wechselnden Naturlausstattung eine Differenzierung hinsichtlich der ökologischen Probleme einhergeht, denen ein Heckensystem folgen muß, wenn es helfen soll, diese Mängel auszugleichen. Im letzten Kapitel soll deshalb der räumliche Wechsel unterschiedlicher Wirkungsgrade sowie die integrierte Betrachtungsweise in den Mittelpunkt gerückt werden.

Viele der ökologischen Defizite werden nur mittels genauer Daten faßbar, was, wenn überhaupt, nur für begrenzte Gebiete möglich ist. Manche Probleme ergeben sich auch erst aus der lokalen Konstellation der Ökofaktoren. Aus diesen Gründen soll abschließend die Aufstellung eines ökologisch orientierten Gesamtkonzeptes für ein Heckennetz anhand eines konkreten Planungsfalles vorgestellt werden.

Das Untersuchungsgebiet umfaßte vier Gemarkungen im Ochsenfurter Gau ca. 20 km SE von Würzburg, von denen in Karte 2 und 3 ein repräsentativer Ausschnitt mit allen vorkommenden Reliefsituationen gezeigt wird. Die Untersuchung erfolgte als Vorarbeit zur Stufe 2 der Flurbereinigung. Nachdem das Gebiet seine sehr regelmäßige Flurteilung bereits bei Erstbereinigungen in den 30er Jahren erhalten hat, geht es bei der anstehenden Zweitbereinigung in erster Linie um eine starke Vergrößerung der Felder durch neuerliche Zusammenlegung. Im Rahmen dieses Verfahrens bietet sich jedoch vermutlich letztmalig auch die Chance, durch ein umfassend geplantes Heckennetz die ökologisch-ästhetische Situation nachhaltig zu verbessern.

5.1 Das Untersuchungsgebiet und seine spezifischen Ökologischen und ästhetischen Probleme (Karte 2)

Ergänzend zu Kapitel 2 werden die dort allgemein formulierten landschaftsökologischen und -ästhetischen Probleme -wo dies möglich ist- mit den konkreten lokalen Daten vertieft und gegebenenfalls modifiziert (genauer hierzu siehe MÜLLER, 1988). Dies vor allem um die Notwendigkeit solcher Untersuchungen für die Planung aufzuzeigen.

5.1.1 Ausmaß der Wassererosion und Möglichkeiten der Beeinflussung am Beispiel eines Gewanns

Um konkrete Beeinflussungsmöglichkeiten der Erosion durch Hecken darzustellen wird in Fig. 13 ein Gewann des Untersuchungsgebietes genauer analysiert. Mit seiner Ausrichtung zum Gefälle, der Größe von 9,4 ha und der Neigung von 6,1 % auf die derzeitige Gesamtlänge kann es als typisch für viele Intensiv-Agrarlandschaften Süddeutschlands gelten. Die Berechnung der Erosion erfolgte mit folgenden Werten:

R : 48 (gilt am Ort);

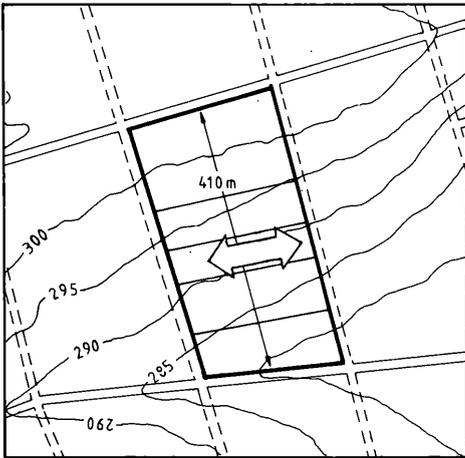
K : Pararendzina auf Löß = 0,59;

LS : 6,1 % Neigung, 410 m mittlere Länge = 2,6;

C : Fruchtfolge mit Winter- und Sommer-Getreide, Zuckerrüben, Mais = 0,30;

P : heute leicht schräg gepflügt, nur geringfügige Hangunterbrechung durch Fruchtwechsel, keine Raine = 0,80;

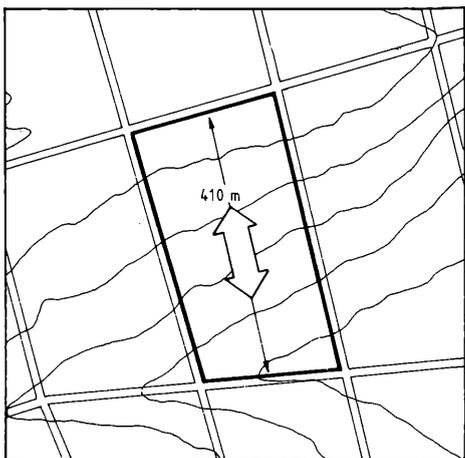
Möglichkeiten der Erosionsbeeinflussung bei der Fluraufteilung



heute:

5 Felder, ein Gewinn (9,4 ha)
Pflugrichtung fast quer zum Hang
kaum wirksame Unterbrechung des Gesamthangs

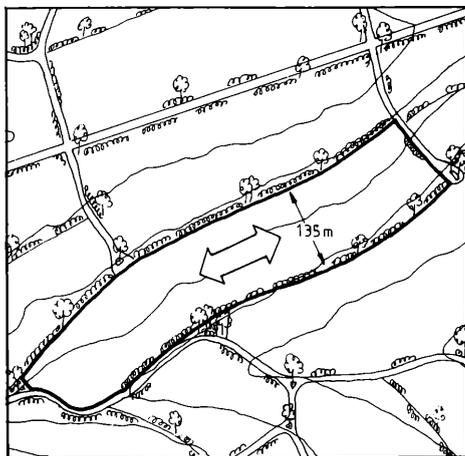
Erosion: 17,7 t/ha/Jahr
 $\hat{=}$ 166 t/Jahr auf Gesamtgewinn
 $\hat{=}$ 1,2 mm Profilverkürzung/Jahr



einfache Zusammenlegung:

1 Feld (9,4 ha)
Pflugrichtung senkrecht zum Hang
keinerlei Hangunterbrechung

Erosion: 22,1 t/ha/Jahr
 $\hat{=}$ 208 t/Jahr auf Gesamtgewinn
 $\hat{=}$ 1,5 mm Profilverkürzung/Jahr



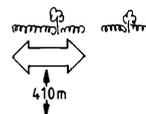
mögliche andere Fluraufteilung:

1 Feld (9,4 ha)
konsequentes Konturpflügen
erosionswirksame Hanglänge effektiv verkürzt
mit Hecken

Erosion: 5,9 t/ha/Jahr
 $\hat{=}$ 55 t/Jahr auf Gesamtgewinn
 $\hat{=}$ 0,4 mm Profilverkürzung/Jahr

anteilige Fläche für Hecken:
0,36 ha = 3,8% der Gewinnfläche

— Grenze des Gewinns
 = befestigte Wege
 - - - - - unbefestigte Wege



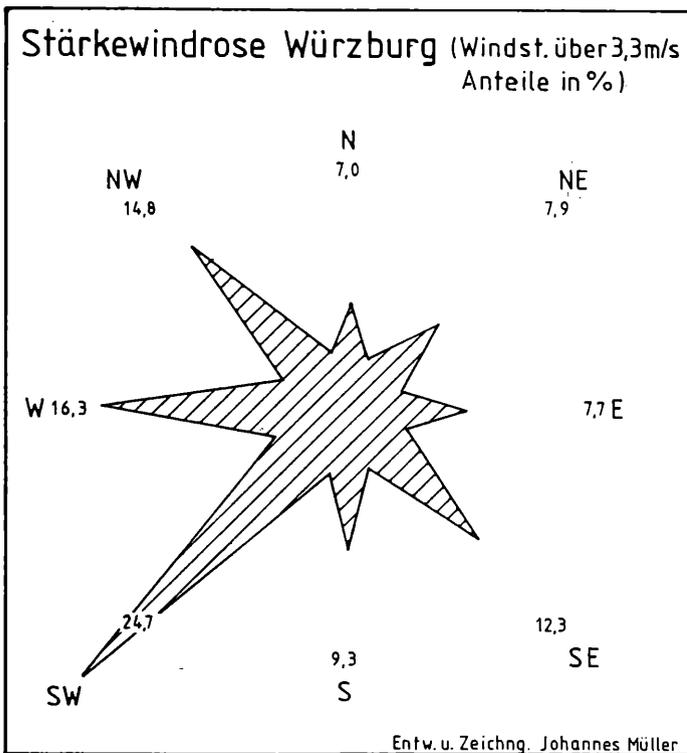
Hecken
vorgegebene Pflugrichtung
erosionswirksame Hanglänge

0 100 200 300 400 500 m Maßstab 1 : 10 000

Entwu. Zeichng. Johannes Müller

Figur 13

Möglichkeiten der Beeinflussung der Bodenerosion durch Hecken am Beispiel eines Gewinns aus dem Untersuchungsgebiet. Durch die Zusammenlegung ergibt sich die Möglichkeit einer Verschlechterung aber auch einer enormen Verbesserung der Erosionssituation bei gleicher Feldgröße. Gleichzeitig kann auch die mikroklimatische, ästhetische und Biotop-Situation ohne zusätzliche Maßnahmen verbessert werden.



Figur 14

Stärkewindrose für den Zeitraum 1.1970 bis 12.1980 für die Station Würzburg (Stein). Mittlere jährliche prozentuale Häufigkeit der Windrichtungen für Stärken über 3,3 m/sek. Errechnet nach Daten des Deutschen Wetterdienstes.

Änderung bei Zusammenlegung:

P : Pflügen senkrecht zum Hang = 1;

Änderung bei möglicher anderer Fluraufteilung:

LS : 135 m Länge = 1,15;

P : noch etwas über der für die volle Wirksamkeit maximalen Hanglänge = 0,60;

Als Kontrolle diente ein Vergleichsgebiet 8 km westlich, dessen Abtragungswert bei 8,8 % durchschnittlicher Neigung und 408 m Hanglänge mit 23 t/ha/Jahr gemessen wurde (Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Würzburg, 1980). Legt man die obigen Teilgrößen zugrunde und setzt für P den Wert 0,75 als Durchschnitt ein (da in der Praxis sowohl senkrecht, als auch quer zum Hang gepflügt wird), dann erhält man rechnerisch ein gut übereinstimmendes Ergebnis von 26,8 t/ha/Jahr.

Im Untersuchungsgebiet wurden während der Erstbereinigungen Gewanne von etwa 200-250 m Breite und 300-500 m Länge angelegt, die quer in je vier bis sechs Felder von 50-75 m Breite aufgeteilt sind. In der Regel wurden die Gewanne mit ihrer Längsseite senkrecht zum Hang angelegt und quer dazu in die Felder unterteilt, wie aus Fig. 13 hervorgeht. Obwohl erosionswirksame Hangunterbrechungen wie Hecken oder zumindest Raine fast nirgends mehr existieren, wird durch das Querpflügen und den Wechsel der angebauten Kulturen die Erosion begrenzt.

Im Zuge der anstehenden Flurbereinigung wird gefordert sämtliche Felder eines Gewanns zusammenzulegen, was die Hanglängen enorm vergrößern würde. In Verbindung mit dem Pflügen senkrecht zum Hang, was dann durch den Feldzuschnitt praktisch zwangsläufig vorgegeben wäre, würde die Erosion deutlich in die Höhe getrieben (vgl. Fig.13).

Demgegenüber kann der Bodenabtrag im Vergleich zu heute sogar drastisch vermindert werden,

ohne daß von der geforderten Feldgröße nach der Zusammenlegung abgewichen werden muß, wie ebenfalls Fig. 13 beispielhaft zeigt. Lediglich die Anordnung in der Flur wäre anders zu planen und eine geringe Fläche für Hecken bereitzustellen, beides in der Absicht, die erosiv wirksame Hanglänge zu verkürzen und Querpflügen herbeizuführen. Dieses Beispiel läßt sich durchaus verallgemeinern. Es zeigt die weitreichenden Möglichkeiten aber auch die Notwendigkeit der Erosionsbekämpfung deutlich auf.

5.1.2 Differenzierung der Windrichtung als Planungsgrundlage für Windschutz-Hecken

Fig. 14 zeigt die Stärkewindrose der Wetterwarte Würzburg, der dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Windmeßstation. Dort werden die Häufigkeiten der mittleren Stundenwerte der Windgeschwindigkeiten aufgezeichnet, d.h. die *durchschnittlich dauernd* wehenden Winde. In Böen können kurzfristig noch erheblich höhere Werte auftreten. Es konnten nur Windstärken über 3,3 m/sek. verwendet werden, da sich sonst die Ablenkung durch das lokale Relief zu stark bemerkbar macht (vgl. MÜLLER, 1988, S. 49).

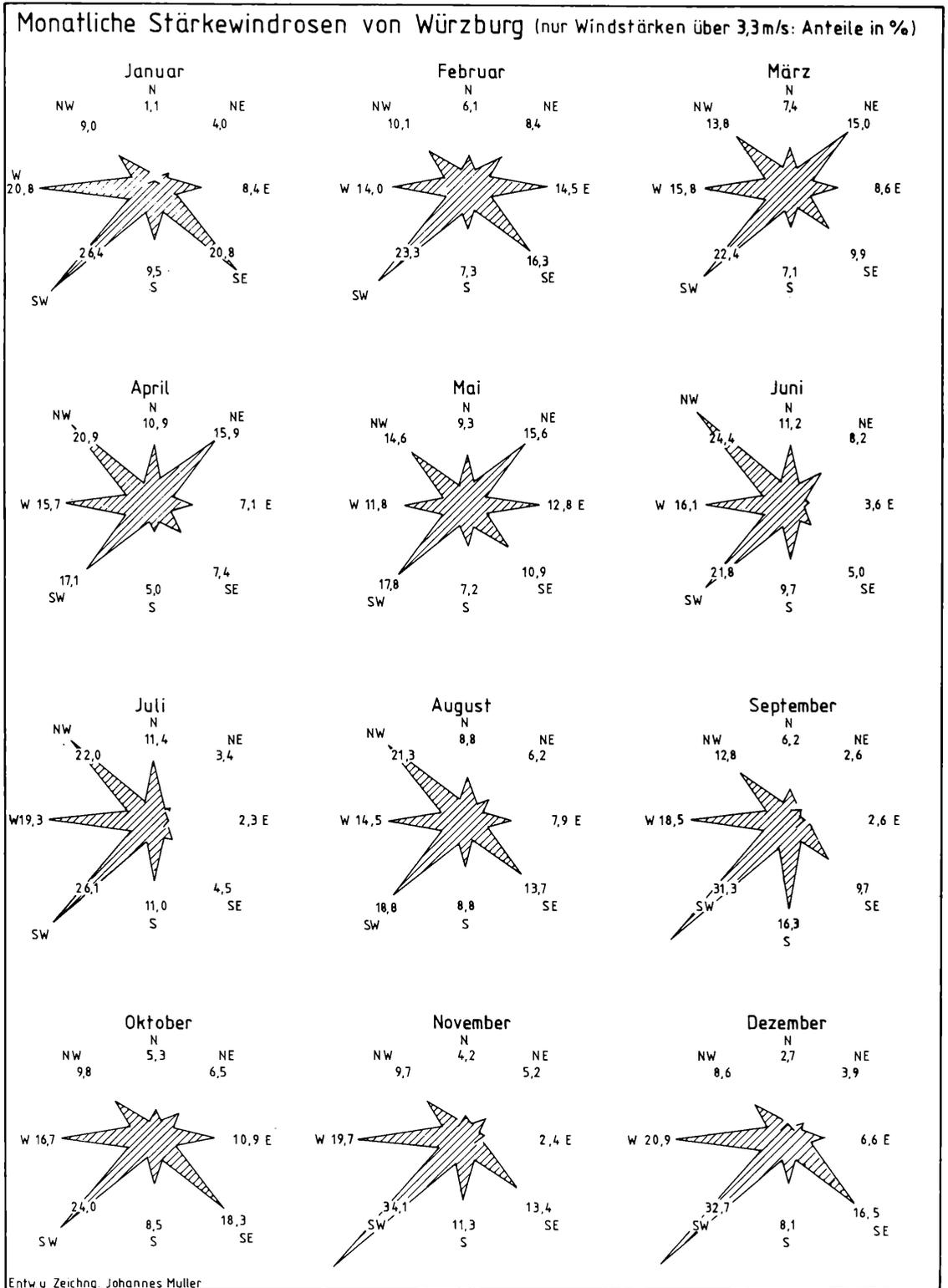
Die monatliche Auswertung ergab demgegenüber ein völlig anderes Bild, welches in Fig. 15 wiedergegeben ist. Für den Windschutz ist nicht die durchschnittliche jährliche Windrichtung maßgeblich, sondern diejenige zu Zeiten, wenn der Boden besonders winderosionsgefährdet ist, also bei gleichzeitiger relativer Trockenheit brach liegt. Diese erosionsanfällige Kombination tritt im Gebiet besonders im März-April (Niederschlags-Minimum, vgl. Fig. 2) auf, wo das Windrichtungsmaximum im NW liegt (Fig. 15) und eben nicht, wie im Jahresdurchschnitt, im SW (Fig. 14). Im Herbst dagegen, bei ähnlicher Gefährdung, dominiert die SW-Richtung. Generell ist jedoch mit maximal 34 % keine allzu deutliche Dominanzstruktur erkennbar.

Anders als etwa in Küstennähe wo eine bestimmte Windrichtung bei weitem dominiert, zeigt diese Untersuchung, daß Hecken in Süddeutschland auf wechselnde Windrichtungen reagieren müssen. Ein wirksamer Windschutz ist daher nur möglich mit einer gleichmäßigen Verteilung über die Flur mit dem Ziel einer Abhebung des Windgeschehens vom Boden. Im Prinzip dürfte das für ganz Süddeutschland gelten.

5.1.3 Vorhandene Biotopstrukturen als Ausgangspunkte einer Wiederbesiedelung der Flur?

Das Untersuchungsgebiet liegt auf den östlichen Gäuflächen Mainfrankens, einer der am stärksten ausgeräumten Landschaften der BRD, was schon ein Blick auf Karte 2 zeigt.

Während Wälder in der BRD 29,5 % der Fläche einnehmen (Umweltbundesamt, 1984, S. 109), liegt



Figur 15

Stärkewindrosen für den Zeitraum 1.1970 bis 12.1980 für die Station Würzburg (Stein). Mittlere monatliche prozentuale Häufigkeiten der Windrichtungen für Stärken über 3,3 m/sek. Errechnet nach Daten des Deutschen Wetterdienstes.

dieser Wert in den vier untersuchten Gemarkungen (25,6 qkm) bei nur 1,06 %, wovon fast zwei Drittel auf Forste entfallen. Die übrigen 19 ökologisch wertvolleren Waldreste machen zusammen nur 0,43 % der Gemarkungsfläche aus (MÜLLER, 1988, S. 65). Verschärfend wirkt sich hierauf noch das weitestgehende Fehlen von Dauergrünland im Intensiv-Ackerland aus.

Diese Situation ist repräsentativ für den gesamten Ochsenfurter- und Gollachgau, ein zusammenhängendes Gebiet von rund 300 qkm. Es gibt sogar zahlreiche Gemarkungen völlig ohne Wald. Gerade hier kommt also Strukturelementen innerhalb der Flur eine stark erhöhte Bedeutung zu. Sie erreichen im Untersuchungsgebiet zwar immerhin mehr als die zweifache Fläche des Waldes, machen aber trotzdem nur 2,19 % der Gesamtfläche aus und sind zudem auf bestimmte Landschaftsteile (Talhänge) konzentriert. Weite Gebiete sind ganz frei von Kleinstrukturen (vgl. Karte 2). Weitreichende Ergänzungen sind somit unabdingbar für ein lebensfähiges Heckensystem.

Bei der anstehenden (Zweit-)Flurbereinigung ist es dringend geboten, die wenigen vorhandenen Hecken unbedingt zu erhalten. Teilweise handelt es sich um recht alte Objekte mit einem ausgereiften Artenspektrum, die von unschätzbarem Wert für eine Wiederbesiedelung neu angelegter Hecken sind. Einige dieser Hecken zeigt Abb. 7. Notfalls wäre einer Neuanpflanzung in jedem Fall eine Versetzung vorzuziehen, was mit einer Erfolgsquote von 60 %-100 % bereits andernorts praktiziert wurde (UNGER, 1981, S. 299). Auch die Kosten für eine Versetzung liegen nur bei etwa 1/2-1/4 im Vergleich zur Neuanpflanzung (RESCHKE, 1980, S. 353; HÖRTH, 1982).

Da sich das gesamte Gebiet im warm-trockenen Bereich befindet, gehören alle Hecken der Assoziation *Pruno-Ligustretum* bzw. dessen Verarmungsstadien an. Für Neuanpflanzungen sollte man sich an deren Artenzusammensetzung orientieren, wie sie beispielsweise bei REIF et al. (1984, S. 139) wiedergeben ist.

5.1.4 Das historische Heckennetz als Basis der landschaftsästhetischen Bewertung

In Kapitel 3.7 wurde gefolgert, daß enge Beziehungen zwischen der individuellen historisch gewachsenen Heckenstruktur und dem ästhetischen Kriterium der „Eigenart“ bestehen, weshalb sich jedes Konzept einer Neuanlage auch auf eine diesbezügliche Untersuchung stützen sollte.

Karte 2 zeigt den Heckenbestand vor der ersten Flurbereinigung in den 30er Jahren wie er sich aus der Analyse alter Flurkarten ergab (ausführlich: MÜLLER, 1988, S. 78-81) und die Veränderungen bis heute. Hinsichtlich der Interpretation muß nach Struktur und Dichte differenziert werden.

Struktur

Deutlich ist eine starke Reliefabhängigkeit der historischen Heckenstruktur erkennbar. Die Hecken konzentrierten sich an steilen Hängen, eng verzahnt mit Stufenrainen. Im erosionsanfälligen Löß zeigt dies eine deutliche Anpassung an landschaftsökologische Gegebenheiten. Die durchgängige Anordnung quer zum Hang kann vorbildhaft Neuanpflanzungen zugrunde gelegt werden.

Die genaue Analyse auch von Gebieten außerhalb des Kartenausschnitts zeigt jedoch keinen einheitlichen Schwellenwert der Hangneigung, ab welchem

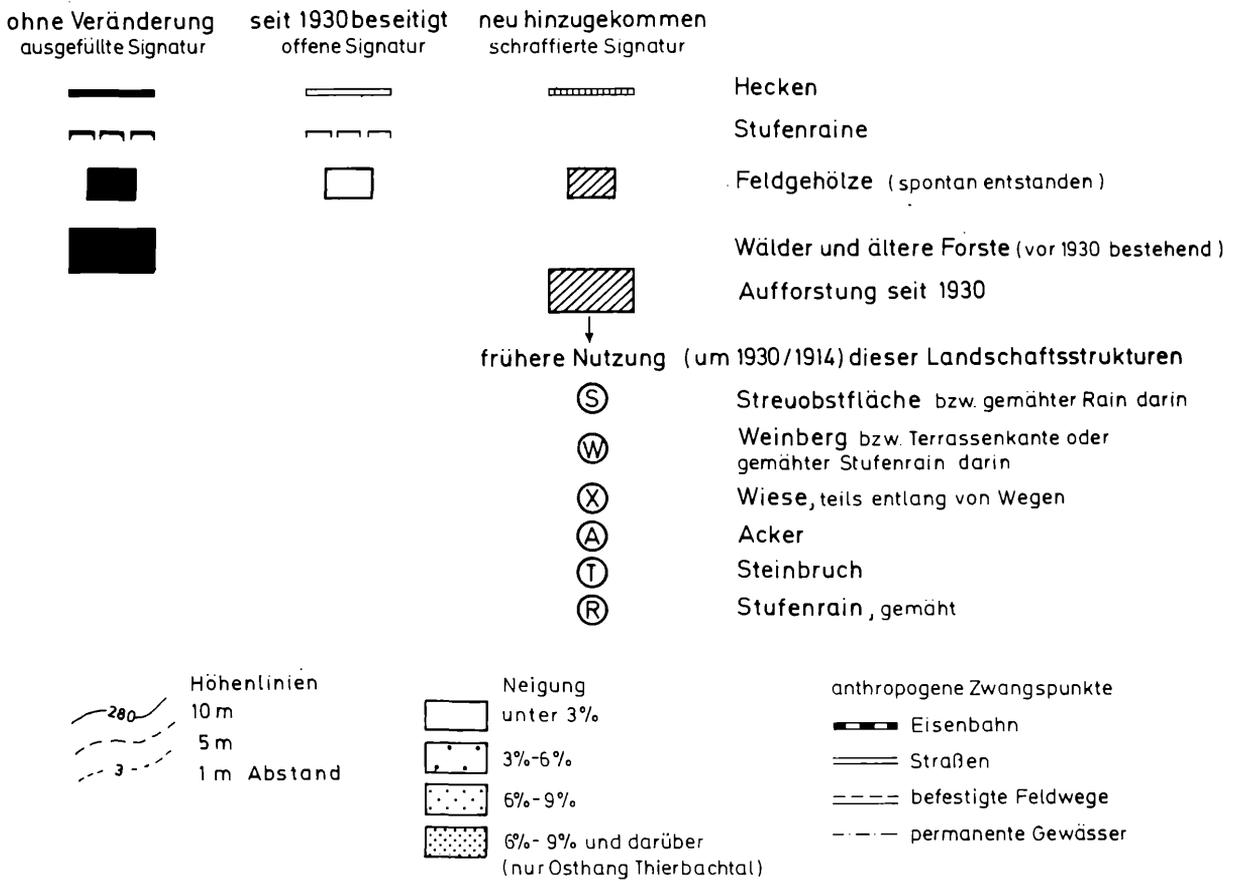


Abbildung 7

Rest der typischen Heckenlandschaft im Untersuchungsgebiet. Anordnungsstruktur und Artenzusammensetzung können als Vorbilder für Neuanpflanzungen dienen (Foto: bei Eichelsee).

Karte 2

Historisch - genetische Entwicklung des Bestandes naturnaher Landschaftsstrukturen um 1930 - 1987 und die Reliefsituation



Die starke Abhängigkeit des historischen Heckennetzes vom Relief wird deutlich. Die wenigen Strukturen auf den Flachbereichen wurden vollends beseitigt.



1 : 10000

Entw. Johannes Müller



Hecken auftraten. Möglicherweise gab es schon zuvor Eingriffe in den Heckenbestand, oder der durch die Flurzersplitterung entstandene Landdruck hatte bis zum Beginn unseres Jahrhunderts schon zu einer Dezimierung beigetragen.

Dichte

Bereits beim ersten Blick auf Karte 2 fällt die starke Konzentration der historischen Hecken auf den steilen nördlichen Talhang zwischen Eichelsee und Gaukönigshofen auf (Abb. 7). Demgegenüber waren die flachen Gebiete schon zu Beginn unseres Jahrhunderts sehr strukturarm. Hier wurden die letzten Hecken und Stufenraine mit der Erstbereinigung in den 30er Jahren dann vollends beseitigt, so daß die Konzentration noch verschärft wurde. Durch die Vergrößerung der Felder, die Vereinheitlichung und Intensivierung der Ackernutzung und den fast vollständigen Rückzug der Wiesennutzung ist andererseits der Wert von Hecken in der Landschaft erheblich größer geworden, als früher. Um die beschriebenen Funktionen in der Landschaft ausüben zu können, muß die Dichte des Heckennetzes deshalb erheblich über das historische Niveau angehoben und vor allem auch in die Flachbereiche ausgedehnt werden.

5.2 Räumliche Differenzierung und Verflechtungen der Heckenfunktionen (Karte 3)

Um die bestmögliche Wirksamkeit eines Heckennetzes zu erreichen, muß es funktionsabhängig bestimmten Anforderungen hinsichtlich seiner Struktur (Anordnung im Raum, Dichte pro Flächeneinheit) genügen. Diese werden bestimmt von der jeweils dominierenden Funktion.

Gleichzeitig übt jede Hecke aber mehrere Funktionen aus, worin ja gerade ihr besonderer Wert besteht („Interdependenzen“). Es genügt diesen vielfältigen Verflechtungen also nicht, die einzelnen Funktionen nur dort zu berücksichtigen, wo sie gerade dominieren.

Karte 3 ist der Versuch, sämtliche Funktionen sowohl hinsichtlich ihrer Dominanz räumlich zu definieren, als auch die vielfältigen räumlichen Überlagerungen zu berücksichtigen. Das dadurch entstehende komplizierte Verteilungsmuster ist nur kartographisch darstellbar. Wegen der fast freien Kombinationsmöglichkeit der einzelnen Funktionen ergeben sich etwa 20 sinnvolle Konstellationen, weshalb nur ein offenes, additives Signaturschema anwendbar ist und keine Flächenfarben.

Zwangsläufig leidet darunter die unmittelbare Übersichtlichkeit. Mit dem entsprechenden Wissenshintergrund läßt sich ein Überblick über die funktionale Differenzierung jedoch auch anhand einer normalen topographischen Karte gewinnen. Die Darstellung in Karte 3 soll vielmehr so genau und differenziert sein, daß für jeden beliebigen Punkt des Geländes die relevante Kombination der Heckenfunktionen ablesbar ist. Dieses kartographische Konzept wäre als Planungsgrundlage beispielsweise für eine Flurbereinigung oder ein Biotopnetzwerk konzept verwendbar.

Insgesamt deuten Bereiche mit einer Symbolhäufung Gebiete an, wo sich mehrere Funktionen überlagern, die also bezüglich Hecken besonders sensibel sind. Die folgenden Abschnitte sollen die Kartierung kurz erläutern.

5.2.1 Funktion Wassererosionsschutz

Die Wassererosion als das schwerwiegendste landschaftsökologische Problem in Lößgebieten Süddeutschlands sollte bei der Heckenanlage vorrangig berücksichtigt werden.

Je nach der Hangneigung ändern sich die Verhältnisse stark, daß hier noch weiter unterteilt werden muß. Eine zu feine Unterteilung (etwa für jedes Prozent Neigung) würde aber zu so kleinen Gebieten führen, daß die Unterschiede nicht mehr durch Änderung der Heckenstruktur nachgezeichnet werden könnten. Die entstehenden Areale wären kleiner, als die empfohlenen Heckenabstände und müßten ohnehin wieder zusammengefaßt werden. Es werden deshalb Neigungen von jeweils 3 Prozentpunkten zusammengenommen.

Sofern Zonen mit unterschiedlicher Neigung aneinanderstoßen sollte das Heckensystem deren Wechsel jedoch nicht starr folgen, sondern entsprechend der wirklichen Neigungsänderung kontinuierlich.

Besondere Beachtung verdienen auch kleinräumige Hangversteilungen, da hier häufig Erosionsrisse ansetzen, die dann weit in anschließende Flachbereiche hinein Schäden anrichten (vgl. Abb. 2). Es empfiehlt sich daher, Hecken genau auf diese Steilstellen zu setzen. Diese eng begrenzten Versteilungen werden höchstens auf sehr großmaßstäblichen Karten, wie etwa den Flurkarten 1:5000 sichtbar, in welchem Fall sie der Hangneigungs-Signatur in Karte 2 zu entnehmen sind. Teilweise ließen sie sich jedoch nur durch eine Geländebegehung aufspüren. Für diese Relieftteile wurde eine linienhafte Signatur gewählt, wenn sie kleiner sind, als der empfehlenswerte Abstand zwischen zwei Hecken.

5.2.2 Windschutzfunktion

Auf den flacheren Relieftteilen unter 3 % Neigung sollte die Heckenanordnung den Prinzipien des Windschutzes folgen. Allerdings muß hier je nach Exponiertheit noch weiter untergliedert werden. Eine starke Windgefährdung besteht für die schutzlosen Hochgebiete (z.B. E Gaukönigshofen) sowie für die landschaftstypischen langgezogenen Riedel. Eine geringere, aber trotzdem beachtenswerte Windschutzfunktion üben Hecken auf Flachbereichen aus, die von höheren Relieftteilen umgeben sind (z.B. N Eichelsee) sowie auf den an die Plateaus unmittelbar anschließenden Hängen.

Überlagert wird diese Einstufung in stark/schwach durch die Beurteilung, ob die Windschutzfunktion dominiert, sodaß alle vier Kombinationen vorkommen. So kann die Windschutzfunktion beispielsweise mangels anderer Gefährdungen selbst dort dominieren, wo sie als schwach eingestuft wurde (z.B. auf geschützten Flachbereichen). Dagegen sind exponierte Riedel mit Gefälle zwar stark windexponiert, dennoch dominiert hier die Wassererosion.

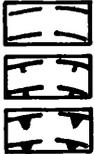
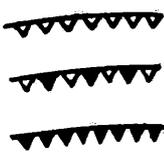
Bei Neigungen zwischen 3 % und 6 % dominiert allgemein zwar noch die Funktion Wassererosionsschutz, weshalb sich die Heckenanordnung nach dieser Funktion richten sollte. Häufig wird sie jedoch hier bereits von der Winderosion überlagert, zumal die Wassererosions-Schutzhecken bereits relativ große Abstände aufweisen.

Die Frostgefahr tritt bei der Heckenanlage als problematischer mikroklimatischer Aspekt auf, weshalb sie an dieser Stelle mit berücksichtigt werden muß. Als Kaltluftentstehungsgebiete können erhöht gelegene Flächen mit hoher nächtlicher Aus-

Karte 3

Landschaftsökologische und -ästhetische Heckenfunktionen

Vorschlag eines Vernetzungskonzeptes

Funktion	Abstufung	Anordnung der Hecken
Wassererosions-Schutz <u>lineare Signaturen</u> (Zähnen in Gefällsrichtung)		
flächenhaft dominierend 	kleinräuml. Verteilungen 	
	mäßig (3-6% Hangneigung)	
	stark (6-9% Hangneigung)	quer zum Hang
	sehr stark (9-12% Hangneigung und darüber, nur Ostrand Thierbachtal)	Lage der Signaturen zum Relief entspricht der wirkungsvollsten Heckenanordnung
Windschutzfunktion <u>offene Signaturen</u>		
dominierend 	untergeordnet 	
	mäßig	gleichmäßig verteilt
	stark	
	Kaltluft - Entstehungsgebiete (teils nach Flurnamen) Kaltluft - Abflußbahnen	freien Kaltluftabfluß gewährleisten
Biotopfunktion <u>kreuzförmige Signatur</u>		
	erhöht (Vernetzungskorridore, Abschirmung, Bestandsschutz)	abwechslungsreich, verdichtet
Ästhetik Punktsignatur		
	erhöht (Blickfang, Siedlungseinbindung) im Blickfeld der Ausgangspunkte (s.u.) liegend	abwechslungsreich
	Ausgangspunkte häufigen Blickkontaktes (Schenkelöffnung entsprechend lokaler Blickfeldausdehnung)	



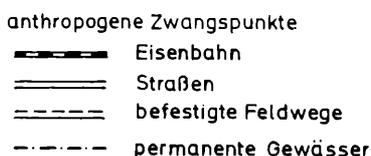
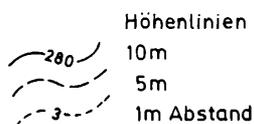
Auenbereiche (keine Signatur)

keine Hecken
(Bachrenaturierung, Auenvegetation)



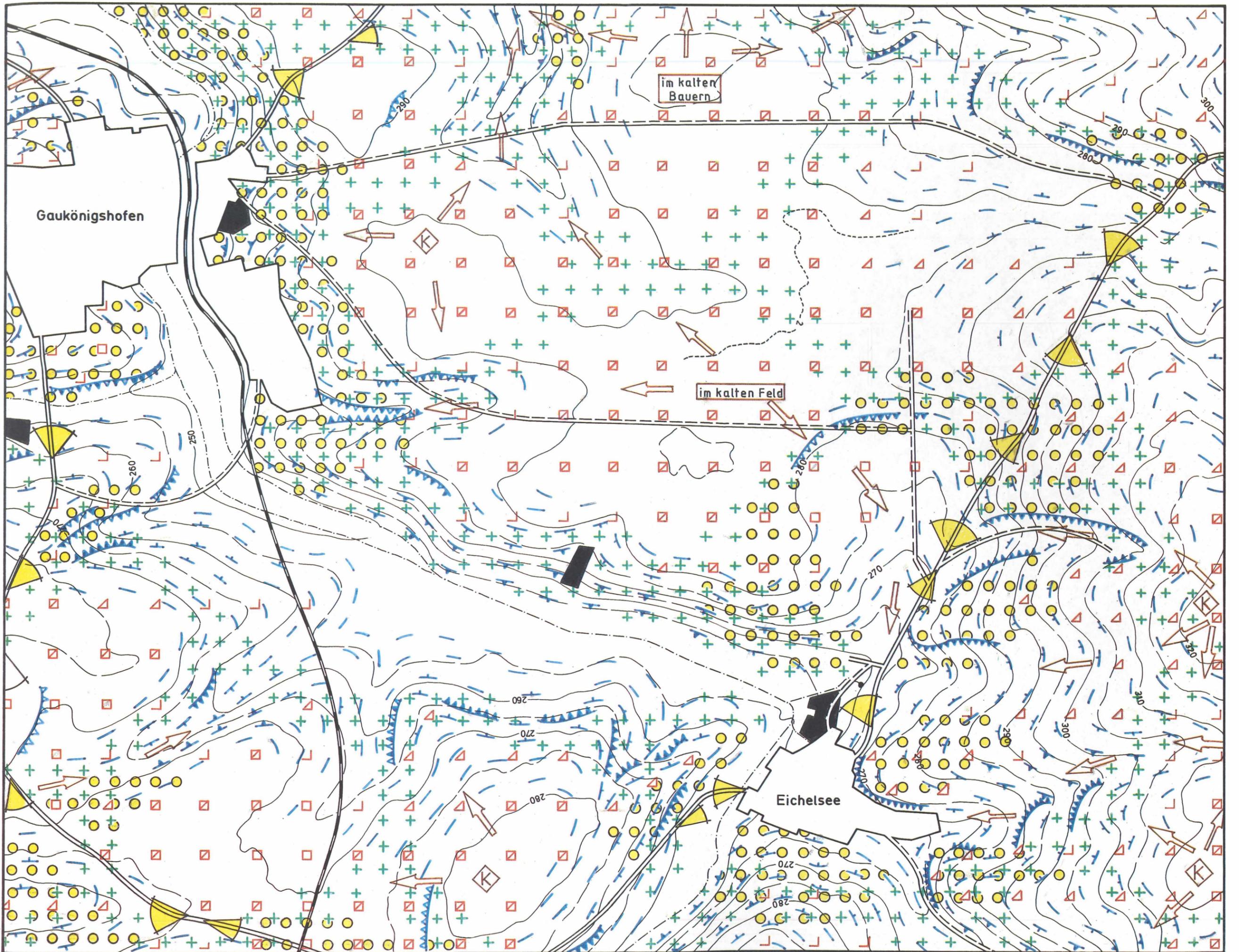
Feldgehölze

(vernetzen)



1 : 10 000

Entw. Johannes Müller



strahlung kartiert werden. Gute Hinweise darauf geben oft Flurnamen, wie z.B. „Kaltes Feld“ oder „Im Kalten Bauer“. Von hier fließt die schwere Kaltluft nach unten ab, wobei sie Tiefenlinien in etwa folgt, weshalb diese Relieftteile kartographisch erfaßt und in die Heckenplanung mit einbezogen werden müssen.

Obwohl die Flachbereiche der Talauen weder durch Wind- noch Wassererosion gefährdet sind, sind hier ebenfalls Schutzmaßnahmen sehr sinnvoll, um den Eintrag des abgeschwemmten Bodens mit seinen Pestizid- und Düngemittelresten in die Vorfluter zu bremsen. Wegen der hier erhöhten Frostgefahr durch Kaltluftstaus wären jedoch Wiesen oder Weiden zumindest entlang der Bäche, verbunden mit bachbegleitender Auenvegetation und Bachrenaturierung, vorzuziehen, so daß diese Auenbereiche wieder als Biotop-Vernetzungskorridore wirken könnten. Auch aus historischem Blickwinkel stellen diese Gebiete keine Heckenstandorte dar.

5.2.3 Biotopfunktionen

Diese Funktionen stellen keine konkreten Bedingungen an die Raumlage der Hecken, dafür umso mehr an die gute Verteilung in der Flur und an die Vernetzung, um einer Verinselung vorzubeugen. Es ist deshalb möglich, sich in bezug auf die Anordnung der Hecken nach den anderen Funktionen zu richten.

Obwohl im Prinzip überall in der Flur eine hohe Heckendichte sinnvoll wäre, können dennoch Bereiche mit besonderer Bedeutung für Heckenbiotope ausgegliedert werden:

- Zonen mit besonders starker Vernetzungsfunktion, z.B. zwischen Wäldern, Feldgehölzen und Talungen;
- Zonen mit abschirmender Funktion, z.B. entlang von Talzügen.

Diese Bereiche würden sich für eine Verdichtung des Heckennetzes aus Gründen des Artenschutzes besonders eignen. Es bietet sich deshalb an, ihnen eine jeweils höhere Dichtestufe zuzuweisen als der Umgebung, weshalb sie auch gesondert kartiert sind.

Die Reste noch vorhandener Hecken haben einen besonders hohen Biotopwert. Wie an entsprechenden Stellen der Literatur immer wieder erwähnt wird (z.B. SCHULZE et al., 1984, S. 139), ist die Artenvielfalt besonders der Flora bei alten Hecken ungleich höher als bei neu gepflanzten mit entsprechenden Folgen für die ökologische Stabilität. Sie sind besonders als Reservoir zur Bereicherung von Neuanpflanzungen unschätzbar hoch, weshalb sie unbedingt erhaltenswürdig sind (die Positionen der alten Hecken lassen sich aus Karte 2 entnehmen).

5.2.4 Landschaftsästhetische Funktion

Obwohl aus rein ästhetischen Gründen keine ergänzenden Hecken neben den ökologisch begründeten notwendig sind, lohnt es sich, die Landschaft nach Unterschieden in ihrer ästhetischen Wirksamkeit zu untersuchen und damit Gebiete abzugrenzen, wo die ästhetische Funktion besonders wichtig ist.

Zum einen sind dies die Bereiche um die Dörfer herum. Hier ist es besonders wichtig, für einen ästhetisch sanften Übergang zwischen bebauter Fläche (insbesondere auch bei Neubaugebieten!) und freier Flur zu sorgen, wofür sich neben den typi-

schen Streuobstflächen Hecken anbieten. Sie können z.B. entlang von Wegen bequem angelegt werden und so als optische Leitlinien für eine Verknüpfung von Siedlung und Feldern sorgen.

Zum zweiten erlangt auf den verstärkt einsehbaren geneigten Bereichen der Flur der ästhetische Gestaltwert eine höhere Bedeutung als auf den weniger oft einsehbaren, weil sie als Begrenzung des Blickfeldes häufiger betrachtet werden und von einer weiteren Entfernung aus sichtbar sind. Daneben wird die Einsehbarkeit auch von der Erreichbarkeit gesteuert, so daß auch die Erschließung durch Verkehrswege mit berücksichtigt werden muß. Durch sie wird die Häufigkeit eines visuellen Kontaktes gesteuert, mithin die ästhetische Bedeutung der betreffenden Landschaftsteile. Der Extremfall wäre ein Hangbereich, auf den eine Straße für eine gewisse Strecke genau zuführt, sodaß ihn viele Menschen lange Zeit wahrnehmen, d.h. er für ihr visuelles Erleben einen hohen Stellenwert hat.

Für den Bereich der Hänge zeigt sich damit hinsichtlich der Verdichtung eine Übereinstimmung zwischen den Funktionen Ästhetik und Wassererosionsschutz. Auch an diesem Beispiel wird deutlich, wie ökologische und ästhetische Prinzipien häufig übereinstimmen.

6. Zusammenfassung

Die Intensivagrarlandschaften können als die am stärksten ökologisch belasteten Landschaften Süddeutschlands gelten, denen eine gefährliche Erosionsrate des Lösses durch Wasser und Wind, zeitweise Probleme mit Trockenheit, eine floristische und faunistische Verarmung, eine hohe Pestizidbelastung und eine ästhetische Ausdruckslosigkeit gemeinsam ist.

Es handelt sich hierbei um lange genutztes Altsiedelland, das ursprünglich eine Vielfalt an anthropogenen Kleinstrukturen und Biotopen auszeichnete. Durch die Flurzusammenlegung, die agrarische Intensivierung und vor allem die Vereinheitlichung der Nutzungen kommt heute den Gestaltelementen in diesen Gebieten eine ungleich höhere Bedeutung zu, als dies früher der Fall war.

Hecken erscheinen als besonders geeignet, unter Beibehaltung intensiver agrarischer Nutzung die ökologischen Defizite erheblich auszugleichen. Sie sind bei verhältnismäßig geringem Flächenbedarf durch ihre Saumstruktur als Ökotope für die gesamte Landschaft von überproportionaler Wirksamkeit.

Dies beruht darauf, daß sie gleichzeitig mehrere Funktionen in völlig verschiedenen Prozessen des landschaftlichen Ökosystems übernehmen können. Schon durch wenige Hecken läßt sich die Wassererosion auf nur ein Viertel reduzieren, die Winderosionsgefahr herabsetzen und durch Reduzierung des Oberflächenabflusses kombiniert mit Verdunstungsschutz mehr Wasser in lokalen Kreisläufen erhalten. Hecken bieten den anthropogen geförderten Ruderal- und Segetalarten sowie den typischen Heckenbewohnern vielfältige Biotope, tragen zu einer wirkungsvollen Vernetzung bei und helfen gleichzeitig durch die Erhöhung der Selbstregulationsfähigkeit des Agrarökosystems die Pestizidbelastung zu senken. Sie heben die ästhetische Vielfalt und Natürlichkeit einer Agrarlandschaft deutlich an und bewahren ihre historisch-kulturlandschaftliche Eigenart.

Man muß sich hierbei bewußt sein, daß keine Hecke nur eine dieser Funktionen allein ausübt.

Entscheidend ist im Bereich landschaftsökologischer Fragestellungen und Maßnahmen, sich von einer sektoralen, auf Einzelprobleme orientierten Betrachtungsweise zu lösen und die intensiven gegenseitigen Abhängigkeiten mit einzubeziehen, um in synoptischer Betrachtung auch eventuelle Nebenwirkungen sowie die Gesamtwirkung analysieren zu können.

Ein diesbezügliches Heckensystem müßte flächenhaft die gesamte Agrarlandschaft durchdringen bei einer funktionsorientiert differenzierten Anordnung und vielfältigem Aufbau im einzelnen. Der hierfür anzusetzende Flächenbedarf liegt innerhalb der Süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften bei nur etwa 3-4 % der Gemarkungsfläche. Von ökologisch optimalen Verhältnissen könnte man bei einem Flächenanteil von etwa 7 % für Hecken sprechen, jedoch nur, wenn diese Strukturen *über die gesamte Flur verteilt* sind und nicht, wenn in einer Ecke der Feldflur eine entsprechende Fläche ausgegrenzt ist.

Die Chance solcher ökologisch notwendigen „Nachrüstungen“ ausgeräumter heutiger Intensiv-Agrarlandschaften liegt in der Umsetzung eines Gesamtkonzepts im Rahmen einer (Zweit-) Flurbereinigung. Dies auch vor dem Hintergrund der Diskussion um Flächenstilllegung und Überproduktion. Von einer ökologisch und ästhetisch wertvolleren Landschaft lassen sich positive psychologische Effekte sowohl hinsichtlich einer schonenderen Bearbeitung durch die Landwirte erwarten, als auch bei der Reaktion der Öffentlichkeit hinsichtlich Verständnis und materieller Unterstützung für eine ökologisch besser verträgliche Landwirtschaft.

Weitere Untersuchungen sind in mehreren der berührten Problemfelder nötig, so z.B. bei der experimentellen Überprüfung der Langzeiterosion sowohl durch Wasser (Abfuhr in fester und gelöster Form) als auch durch Wind, bei der Ermittlung der noch vorhandenen Löbmächtigkeiten als Anhaltspunkt für die Notwendigkeit des Erosionsschutzes, beim Zusammenhang zwischen Materiallockerung durch Wind und folgendem Wassertransport, bei den komplizierten biotischen Selbstregulationsmechanismen, bei den Einflüssen der verschiedenen Funktionen auf den Ertrag, differenziert nach Anbaufrüchten und Klimabedingungen und bei der ästhetischen Wirkung einer Landschaft bzw. ihrer Kleinstrukturen auf den Menschen. Interessant wären auch vergleichende Untersuchungen für weniger begünstigte Gebiete Süddeutschlands, wo die ökologischen, ökonomischen und landschaftshistorischen Verhältnisse völlig anders liegen.

Summary

This paper deals with the most intensively cultivated parts of Southern Germany featuring the strongest ecological problems, namely a dangerous soil erosion of the prevailing loess cover by water and wind, occasional droughts, a widespread decline of species diversity, both floristical and faunal, a high rate of pollution by agro-pesticides and an aesthetic impoverishment.

Being colonized for more than the last millenium, these regions used to be equipped with a great variety of small biotopes and structures within the landscape being induced by man. Due to the consolidation of farmland, the intensification of agriculture and the standardization of crops these small ve-

getation structures became much more important compared to former times.

Hedges seem to be best suited to balance ecological problems while maintaining an intensive agriculture, because they require comparatively little room while enhancing the ecological situation of the whole landscape due to their nature as ecotones.

This means that they interfere in different processes of the ecosystem simultaneously. Important functions taken over by hedges include the reduction of soil erosion by water and the curtailment of wind erosion. The raise of the infiltration rate in combination with the decrease of evaporation leads to more humidity being available for plant growth. Hedges provide biotopes especially for those species which spread as a consequence of human activity in the biosphere. At the same time they enhance the visual multiplicity of the landscape as well as they represent part of its historical and cultural character.

When calculating the effect of hedges within a landscape or an ecosystem it is most important to consider that none of these functions operate solely. When looking at the landscape one should evade sectoral views and take into account the great number of interactions between the different processes as well as the cumulative effect.

An integrated system of hedges with the object of enhancing the ecological and aestetical situation of a given region requires an allotment corresponding with the changing functions prevailing in the different parts of it, a manifold equipment and a general distribution across the area. Three to four percent of the space would be enough to compensate the most urgent ecological problems in regions like the intensively cultivated parts of Southern Germany, seven percent could be regarded as optimal for these ecosystems.

It is feared that the current developments in agriculture within the European Community lead to a concentration of the production in favourable regions, while the campaign to cut down overproduction by putting certain areas out of production will affect only less intensively cultivated regions. This will put even more pressure on those regions, which already struggle with ecological problems, like the intensively cultivated parts of Southern Germany, as an example.

It would be a good idea to reflect on this EC-campaign and its negative effects on these areas. Putting land out of agricultural production could also be used to improve the ecological situation of the intensively cultivated regions of Europe, if this land would be taken to restore small biotopes and structures like hedges.

7. Literaturverzeichnis

Das Literaturverzeichnis ist nach Heckenfunktionen entsprechend Kap. 3 geordnet, wobei auch die Zitate zu den ökologischen Problemen, zur Ertragsbeeinflussung und zum Fallbeispiel der betreffenden Funktion zugeordnet sind. So enthält z.B. Kap. 7.2 „Funktion Wassererosionsschutz“ die Literatur zu Kap. 2.1, 3.1, 4.2.2, 5.1.1 und 5.2.1.

Abkürzungsverzeichnis:

A. u. Pfl.	Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau
ANL	Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen (Salzach)

Ber. ANL	Berichte der ANL
Ber. Wetterd.	Berichte des Deutschen Wetterdienstes in der US-Zone
BFANL	Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft
Erdk.	Erdkunde
F. Ber. FFA	Forschungsberichte der Forstlichen Forschungsanstalt München
GR	Geographische Rundschau
L. u. S.	Landschaft und Stadt
L. Sem. Beitr.	Laufener Seminarbeiträge, ANL
LÖLF-Mitt.	Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Nordrhein-Westfalen
N. u. H.	Natur und Heimat
N. u. L.	Natur und Landschaft

7.1 Theorie der Landschaftsökologie und Allgemeines zum Thema Hecken

ANL (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (1984):
Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. – Informationen 4, 48 S.

ANL (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (1985):
Naturschutz.– Grundlagen – Ziele – Argumente; Informationen 2, 48 S.

BayLBP (= Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau) (1982):
Hecken, Feldgehölze und Feldraine in der landwirtschaftlichen Flur. – Merkbl. f. Bodenkultur, Nr. 3, 6 S., München.

BORCHERT, J. (1988):
Hecken und Feldgehölze. Ihre Funktionen im Landschaftshaushalt. – BFANL, Hrsg.: Bibliographie Nr. 53, Köln (Dt. Gemeindeverlag), 53 S. (624 Titel).

BOUZ, F. (1980):
Landschaftsplanung: belastete Landschaft, verdrängte Natur.- Öko-Institut Freiburg i.Br.: Reihe Öko-Magazin, Bd. 3, 106 S.

BROGGI, M. F. (1978):
Die ökologische Bedeutung von Flurgehölzen. – Mitt. d. Eidgen. Anst. forstl. Versuchsw. 54 (4), S. 449-463.

BUCHWALD, K. (1968):
Naturnahe und ihnen verwandte vom Menschen mitgeschaffene Elemente der Kulturlandschaft.- Buchwald, K. und W. Engelhardt, Bd. 2, S. 11-69.

— (1968):
Landschaftsökologische Forschung als Grundlage und Voraussetzung der Landschaftsplanung. – Tüxen, R., S. 359-376.

BUCHWALD, K. und W. ENGELHARDT (1968/69):
Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz. – 4 Bde, München (BLV).

BUCHWALD, K. und W. ENGELHARDT, Hrsg. (1978-1980):
Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. – 4 Bde., München (BLV).

DEUTSCHER NATURSCHUTZRING, Hrsg. (1979):
Hecken und Feldgehölze, Bedeutung-Schutz-Pflege. – Bonn, 16 S.

ELLENBERG, H. (1973):
Ökosystemforschung. – Berlin (Springer), 280 S.

FINKE, L. (1986):
Landschaftsökologie. – Braunschweig (Westermann), 206 S.

GRABSKI, U. (1985):
Landschaft und Flurbereinigung. Kriterien für die Neuordnung des ländlichen Raumes aus der Sicht der Landschaftspflege. – BMELF, Rh. B., 76, 335 S.

HABER, W. (1968):
Landschaftsökologie und Flurbereinigung. – Tüxen, R., S. 381-395.

KNAUER, N. (1986):
Hecken: Ein „Störfaktor“ in der Agrarlandschaft? – LÖLF-Mitt., 11 (1), S. 10-20.

LESER, H. (1978):
Landschaftsökologie. – Stuttgart (Ulmer), 433 S.

— (1978):
Quantifizierungsprobleme der Landschaft und der landwirtschaftlichen Ökosysteme. – L.u.S., 10 (3), S. 107-114.

— (1984):
Zum Ökologie-, Ökosystem- und Ökotoptbegriff. – N.u.L., 59 (9), S. 351-357.

OLSCHOWY, G. und W. ENGELHARDT (1978):
Flurgehölze und nützliche Tierwelt. – Ausw. u. Infodienst f. Ernähr., Landw. u. Forst., 253, Bonn, 32 S.

POHLE, A. (1978):
Ökologische Bedeutung von Hecken und Wallhecken. – LÖLF-Mitt., 3 (3), S. 249-262.

SCHARL, G. (1978):
Die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile. Waldränder, Hecken und Gebüsche. – ANL: Lehrg. A 1, S. 30-40.

SCHMITHÜSEN, J. (1968):
Der wissenschaftliche Landschaftsbegriff. – Tüxen, R., S. 23-34.

— (1974):
Was verstehen wir unter Landschaftsökologie. – Verh. d. Dt. Geographentages, 39, Wiesbaden, S. 409-416.

STRÖSSNER, G. (1986):
100 Jahre Flurbereinigung in Bayern – Verpflichtung für die Zukunft. Möglichkeiten und Grenzen der Flurbereinigung beim Aufbau eines Biotopverbundsystems. – Z. f. Vermessungsw., 12/86, S. 560-565.

TROLL, C. (1981):
Landschaftsökologie. – Tüxen, R., S. 1-21.

TÜXEN, R., Hrsg. (1968):
Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie. Bericht über das internationale Symposium in Stolzenau/Weser 1963 der internat. Vereinigung für Vegetationskunde. – Den Haag (Junk), 426 S.

UMWELT BUNDES AMT (1984):
Daten zur Umwelt. – Berlin, 399 S.

WEIGER, H. (1982):
Flurbereinigung und Naturschutz. Bilanz 1982: Nach wie vor negativ. – Nat. & Umwelt, 2/82, S. 21-25.

7.2 Funktion Wassererosionsschutz

BayLBP (= Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur) (o.J.):
Merkblätter für Bodenkultur.

DLG (= Deutsche Landwirtschafts Genossenschaft, Hrsg.) (1982):
Ursachen des Bodenabtrags und Gegenmaßnahmen. – Arbeiten der DLG, 174, Frankfurt.

DIEZ, T. (1982):
Praxisnahe Lösungsmöglichkeiten für die Einschränkung der Bodenerosion. – Arbeiten der DLG 174, S. 17-36.

GANSSEN, R. (1965):
Grundsätze der Bodenbildung. – BI Hochschultb. Bd. 327, 135 S.

JERZ, H. & J. SCHWARZMEIER (1981):
Periglazialer Bereich. – Erl. z. geol. Karte von Bayern, S. 142-149.

JUNG, L. (1968):
Bodenerosion durch Wasser und ihre Bekämpfung. –
Buchwald, K. und W. Engelhardt, Bd. 2, S. 288-303.

—— (1956):
Untersuchungen über den Einfluß der Bodenerosion
auf die Erträge im hängigen Gelände. – Schriftenr. f.
Flurber., (9).

KUHN, W. (1953):
Hecken, Terrassen und Bodenzerstörung im hohen
Vogelsberg. – Rhein-Main. Forsch. 39, 54 S.

KURON, H. und L. JUNG (1961):
Untersuchungen über Bodenerosion und Bodenerhal-
tung im Mittelgebirge als Grundlage für Planungen bei
Flurbereinigungsverfahren. – Z. f. Kulturtechnik, 2, S.
129-145.

MAIER, J. und U. SCHWERTMANN (1981):
Das Ausmaß des Bodenabtrags in einer Lößlandschaft
Niederbayerns. – Bay. Landw. Jahrb., 58 (2), S. 189-
195.

ROGLER, H. und U. SCHWERTMANN (1981):
Erosivität der Niederschläge und Isoerodenkarte von
Bayern. – Z. f. Kulturtechnik u. Flurber., 22, S. 99-
122.

RÜHL, R. (1984):
Biologischer Erosionsschutz unter besonderer Berück-
sichtigung von Nebeneffekten. – Gieß. Geogr. Schr.
57, 103 S.

RUTTE, E. (1981):
Bayerns Erdgeschichte. – München (Ehrenwirth), 266
S.

SCHMIDT, F. und O. WITTMANN (1981):
K-Faktoren und Toleranzgrenzen verbreiteter Böden
Bayerns. – SCHWERTMANN et al., S. 17-20.

—— (1983):
Die Bewertung von Schutzhecken bei Wassererosion. –
Manuskript (Bay. Geol. LA).

SCHWERTMANN, U. et al. (1981):
Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser
in Bayern. – Bay. Staatsmin. f. Landw., Ernähr. u.
Forst., München.

SCHWERTMANN, U. (1982 a):
Flurbereinigung und Bodenabtrag. – ANL: Bodennut-
zung und Naturschutz, L. Sem. Beitr. 3/82, S. 37-42.

—— (1982 b):
Grundlagen und Problematik der Bodenerosion. – Ar-
beiten der DLG 174, S. 9-16.

SEYMOR, J. und M. GIRARDET (1985):
Fern vom Garten Eden. Die Geschichte des Bodens.
Kultivierung, Zerstörung, Rettung. – (Krüger Verlag),
344 S.

SKOWRONEK, A. (1982):
Paläoböden und Löss in Mainfranken vor ihrem land-
schaftsgeschichtlichen Hintergrund. – Würzb. Geogr.
Arb., 57, S. 89-107.

WISCHMEIER, W. H. und D. D. SMITH (1978):
Predicting rainfall erosion losses – a guide to conserva-
tion planing. – United Agric. Dept.: Agricultural
Handbook No. 537, 58 S.

7.3 Funktion Winderosionsschutz

EIMERN, J. van (1955):
Über Schwankungen der Windschutzwirkung von
Hecken und Baumreihen. – Meteor. Rundsch., 8 (7/8),
S. 122-127.

—— (1959):
Die Zweckmäßigkeit von Windschutzanlagen in Bay-
ern. – Bay. Landw. Jahrb., 36, S. 734-740.

HANKE, E. und H. KAISER (1957):
Untersuchungen über die Auswirkungen von Wind-
schutzstreifen auf den Ertrag von Hafer, Hafer-Ger-

ste-Gemisch und Zuckerrüben im Jahre 1955. – A. u.
Pfl., 103, S. 90-110.

HORNING, H. M. (1967):
Einfluß von Windschutzhecken auf die Erosion leichter
Böden. – Mitt. Leichtweiss-Inst. f. Wasserbau u.
Grundbau TH Braunschweig, 15, 111 S.

KREUTZ, W. und W. WALTER (1958):
Windschutzwirkung in Abhängigkeit von der Breite
und Durchlässigkeit des Hindernisses. – A. u. Pfl., 105,
S. 271-282.

SCHWERDTFEGER, G. (1982):
Gefahren der Winderosion. – Arbeiten der DLG, 174,
S. 37-44.

7.4 Funktion Verdunstungsschutz

BENDER, (1955):
Einfluß des Windschutzes auf den Bodenertrag. –
Landw.-angew. Wiss., 37, S. 75-102.

EIMERN, J. van (1953/54):
Beeinflussung meteorologischer Größen durch ein eng-
maschiges Heckensystem. – Ann. d. Meteor., 6, S.
213-219.

FUSS, E. (1966):
Über die Beeinflussung des Mikroklimas und des
Pflanzenwachstums durch Wallhecken. – N. u. L., 41
(10), S. 222-225.

GEIGER, R. (1951):
Der künstliche Windschutz als meteorologisches Pro-
blem. – Erdk., 5 (2), S. 106-114.

—— (1951):
Das Klima der bodennahen Luftschicht. – 3. Aufl.,
Braunschweig (Vieweg), 646 S.

GIESSNER, K. (1982):
Mainfranken – ein hydrologisches Problemgebiet. –
Würzb. Geogr. Arb., 57, S. 109-140.

KAISER, H. (1960):
Untersuchungen über die Auswirkungen von Wind-
schutzstreifen auf das Bodenklima. – A. u. Pfl., 111
(1), S. 47-62.

KAULE, G. (1983):
Vernetzung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft.
– Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderrh.
Umwelttagung, 35, S. 691-694.

KREUTZ, W. (1961):
Die ertragssteigernde Wirkung von Windschutzpflan-
zungen. – Allg. Forstz., 16 (31), S. 458-459.

—— (1952):
Der Windschutz. – Dortmund, 167 S.

—— (1968):
Beeinflussung des Standortklimas durch Windschutz. –
BUCHWALD, K. und W. ENGELHARDT, Bd. 2, S.
257-287.

MAXHOFER, A. und M. SCHUCH (1971):
Beeinflussung von Klimafaktoren durch eine Wind-
schutzpflanzung und deren Auswirkungen auf die Er-
träge. – Bay. Landw. Jahrb.

MÜLLER, Th. (1956):
Versuche über die Windschutzwirkung von Hecken auf
der Schwäbischen Alb. – Akad. f. Raumf. u. Landespl.
Hann., Hrg.: Umschau. d. Forschungsaussch. Land-
schaftspfl. u. -gestaltung, 6 (1/2), S. 1-55.

NÄGELI, W. (1941):
Über die Bedeutung von Windschutzstreifen zum
Schutze landwirtschaftlicher Kulturen. – Schweiz. Z. f.
Forstw., 11, S. 265-280.

—— (1943):
Untersuchungen über die Windverhältnisse im Bereich
von Windschutzstreifen. – Mitt. d. Schweiz. Anst. f.
das forstl. Versuchsw., 23, S. 221-276 und (1946): 24, S.
657-737.

STEUBING, L. (1952):
Der Einfluß der Heckenanlagen auf den Taufall. – Ber. Wetterd., 5 (32), S. 17-48.

—— (1969):
Untersuchungen über den Einfluß von Windschutzhecken auf den Wärme- und Wasserhaushalt von Pflanzen und die Rückwirkungen auf Stoffwechselprozesse. – Tüxen, R. (1969) S. 193-202.

THRAN, P. (1952):
Ertragssteigerungen durch den Windschutz der Wallhecken (Knicks) in Schleswig-Holstein. – Ber. Wetterd., 5 (32), S. 57-59.

TÜXEN, R. (1969):
s. 7.1

VAUPEL, A. (1982):
Prägendes Umwelt-Element: Die Witterung in Mainfranken. – Würzb. Geogr. Arb., 57, S. 141-151.

WENDT, H. (1951):
Der Einfluß der Hecken auf den landwirtschaftlichen Ertrag. – Erdk., 5 (2), S. 115-125.

7.5 Biotopfunktion für die Flora

ANL (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege), Hrsg. (1982):
Hecken und Flurgehölze. Struktur, Funktion und Bewertung. – L. Sem. Beitr. 5/82, 138 S.

MÜLLER, Th. (1982):
Vegetationskundliche und Standortkundliche Charakterisierung der Hecken in Südwestdeutschland. – ANL: Hecken und Flurgehölze. S. 15-18.

REIF, A. (1982):
Die vegetationskundliche Gliederung und Standortliche Kennzeichnung nordbayerischer Heckengesellschaften. – ANL: Hecken und Flurgehölze, S. 19-28.

—— (1984):
Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken. – SCHULZE et al., S. 103-124.

REIF, A. et al. (1984):
Die Beziehungen von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Umland. – SCHULZE et al., S. 125-140.

SCHULZE, E.-D. und A. REIF (1982):
Die Bewertung der Nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht. – ANL: Hecken und Flurgehölze, S. 125-129.

SCHULZE, E.-D., A. REIF und M. KÜPPERS (1984):
Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. – Beih. 3 (1) z. d. Ber. ANL, Laufen, 159 S.

SCHUMACHER, W. (1984):
Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten bleiben. – LÖLF-Mitt., 9 (1), S. 14-20.

SCHWABE-BRAUN, A. und O. WILMANN (1982):
Waldrandstrukturen. Vorbilder für die Gestaltung von Hecken und Flurgehölzen. – ANL: Hecken und Flurgehölze, S. 50-60.

SUKOPP, H. (1980):
Arten- und Biotopschutz in Agrarlandschaften. – Universität Hohenheim, Hrsg.: Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderrh. Umwelttagung, 30, S. 23-40.

SUKOPP, H. (1984):
Vernetzte Biotopsysteme. Aufbau, Zielsetzung, Problematik. – Min. f. Soz., Gesundh. u. Umwelt RhlPf: Arten- und Biotopschutz, Aufbau eines vernetzten Biotopsystems in Rheinland Pfalz (Fachtagung), S. 10-20.

TÜXEN, R. (1952):
Hecken und Gebüsche. – Mitt. d. Geogr. Ges. Hamb. 50, S. 85-117.

WEBER, H. E. (1982):
Vegetationskundliche und Standortkundliche Charakterisierung der Hecken in Schleswig-Holstein. – ANL: Hecken und Flurgehölze, S. 9-14.

7.6 Biotopfunktion für die Fauna

ANL, Hrsg. (1982):
Hecken und Feldgehölze; Laufener Sem.beitr. 5/82, s. 7.5

ANL (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege), Hrsg. (1982):
Inselökologie. Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes. – L. Sem. Beitr. 7/84, 90 S.

BENJES, H. (1986):
Die Vernetzung von Lebensräumen mit Feldhecken. – Nat. u. Umwelt-Praxis, Bd. 1, Bickenbach, 120 S.

BIBER, J. P. (1979):
Bedeutung und Funktion der Hecken für die Vögel. – Vögel u. Heimat, 49 (5), S. 98-101.

FUCHS, G. (1969):
Die ökologische Bedeutung der Wallhecken in der Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands am Beispiel der Käfer. – Pedobiologia, 9 (5/6), S. 432-458.

HEUSINGER, G. (1984):
Untersuchungen zum Brutvogelbestand verschiedener Heckengebiete. – ZWÖLFER et al., S. 99-123.

KROKER, H. (1979):
Die Käferfauna in Wallhecken. – Nat.- und Landshkde. in Westf. 15 (1), S. 15-22.

MacARTHUR, R. H. und E. D. WILSON (1967):
Biogeographie der Inseln. – München, 201 S.

MADER, H.-J. (1980):
Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. – N. u. L., 55 (3), S. 91-96.

—— (1981):
Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittsteine oder Refugien. – N. u. L., 56 (7/8), S. 235-242.

—— (1984):
Inselökologie – Erwartungen und Möglichkeiten. – ANL: Inselökologie, S. 7-16.

—— (1985):
Die Verinselung der Landschaft und die Notwendigkeit von Biotopverbundsystemen. – LÖLF-Mitt., 10 (4), S. 6-14.

MÜHLENBERG, M. (1984):
Versuche zur Theorie der Inselökologie am Beispiel experimenteller Wiesenverkleinerungen. – ANL: Inselökologie, S. 25-38.

MÜLLER, F. (1981):
Die Bedeutung von Rainen, Hecken und Feldgehölzen in der Landschaft – besonders für Wildtiere. – Praxis d. Natwiss.-Biologie, 30 (10), S. 289-300.

PEITZMEIER, J. (1956):
Zur Ansiedlung der Vögel in unseren westlichen Getreidesteppen. – N. u. H., 16, S. 119.

—— (1969):
Insektenschutz. – N. u. H., 29 (1), S. 13-15.

REICHOLF, J. (1973):
Der Einfluß der Flurbereinigung auf den Bestand an Rebhühnern. – Anz. d. Ornith. Ges. Bay., 12 (2), S. 100-105.

ROTTER, M. und G. KNEITZ (1977):
Die Fauna der Hecken und Feldgehölze und ihre Beziehung zur umgebenden Agrarlandschaft. – Waldhygiene, 12 (1/3), S. 1-82.

SPREIER, B. (1984):
Hecken in Flurbereinigungsgebieten als Inselbiotope. – ANL: Inselökologie, S. 39-48.

TISCHLER, W. (1958):
Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. – Z. f. Morph. u. Ökol. d. Tiere, 47, S. 54-114.

—— (1976):
Einführung in die Ökologie. – Stuttgart, New York (G. Fischer), 307 S.

—— (1980):
Biologie der Kulturlandschaft. – Stuttgart, New York (G. Fischer), 262 S.

WATTS, D. (1971):
Principles of Biogeography. – Maidenhead (McGraw Hill), 231 S.

ZWÖLFER, H. (1981):
Hecken als ökologische Systeme. – Mitt. d. dt. Ges. f. allg. angew. Entomologie, 3, S. 9-11.

—— (1982 a):
Tiere und Hecken. Einführung in den Themenkreis. – ANL: Hecken und Flurgehölze, S. 61-66.

—— (1982 b): Die Bewertung von Hecken aus tierökologischer Sicht. – ANL: Hecken und Flurgehölze, S. 130-134.

ZWÖLFER, H. et al. (1984):
Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. – Beih. 3 (2) z. d. Ber. ANL, Laufen, 155 S.

7.7 Stabilisierungsfunktion im Agrarökosystem

ANL, Hrsg. (1982):
Hecken und Feldgehölze; Laufener Sem.beitr. 5/82, s. 7.5

APPLE, J. L. und R.F. SMITH, Hrsg. (1976):
Integrated pest management. – London (Plenum Press), 200 S.

BLAB, J. (1986):
Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. – Bonn, 255 S.

DIERCKS, R. (1985):
Biozide im Land- und Gartenbau. Maßnahmen und Überlegungen zur Vermeidung von Schädigungen des Bodens und der übrigen Biosphäre. – BFALR, Hrsg.: Boden – das dritte Umweltmedium, Forschungen zur Raumentwicklung, 14, S. 59-75.

FRANZ, J. M. und A. KRIEG (1982):
Biologische Schädlingsbekämpfung. – Berlin (Parey), 252 S.

GEIS, L. (1983):
Bedeutung der nützlichen Insekten im integrierten Pflanzenschutz. – D. Biologieunterricht., 19 (3), S. 17-35.

HASSAN, S. A. (1983):
Die Anwendung von Nutzarthropoden in der biologischen Schädlingsbekämpfung. – D. Biologieunterricht., 19 (3), S. 36-41.

HEROLD, W. (1949 a):
Die Bedeutung der Feldhecke für landwirtschaftliche Schädlinge. – Forsch. u. Fortschr., 25, S. 270-274.

—— (1949 b): Heckenlandschaft und Feldmausschäden. – Z. f. Pflanzenkrankh., S. 270-284.

HINTERMEIER, H. (1983):
Biologische Schädlingsbekämpfung als grundlegender Bestandteil des integrierten Pflanzenschutzes. – Natwiss. i. Unterr. Biologie, 31 (7), S. 230-243.

KNAUER, N. (1985):
Landschaftsökologische Folgen des modernen Pflanzenbaues. – Min. f. Umwelt, Raumord. u. Landw., NrW, Hrsg.: Forsch. u. Berat., Rh C, Wiss. Ber. u. Diskussionsbeitr., 42: Fachübergreifende Forschung als Grundlage integrierter Pflanzenbauverfahren, S. 37-52.

LANGE, N. (1982):
Blattkonsum in Heckenökosystemen. – ANL: Hecken und Feldgehölze, S. 64-66.

PEITZMEIER, J. (1959):
Windschutzhecken und biologische Schädlingsbekämpfung. – N. u. H., 19 (2), S. 103-106.

POLLARD, E. und J. RELTON (1970):
Hedges : A study in small mammals in hedges and cultivated fields. – J. f. Appl. Ecology, 7, S. 549-557.

RAABE, E. W. (1952):
Unkraut kommt nicht aus dem Knick. – Die Heimat, 59, S.149-151

SPREIER, B. (1984):
s. 7.6

STEINER, H. (1975):
Erfahrungen bei der Entwicklung und Einführung des integrierten Pflanzenschutzes in Baden-Württemberg. – Z. f. angew. Entomologie, 77, S. 398-401.

THIELE, H. U. (1960):
Gibt es Beziehungen zwischen der Tierwelt von Hecken und angrenzenden Kulturfeldern? – Z. f. angew. Entomologie, 47 (1), S. 122-127.

—— (1963):
Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. – Z. f. Morph. u. Ökol. d. Tiere, 53 (6), S. 537-586.

TISCHLER, W. (1948): Über die Bedeutung der Schädlingsfauna in den Wallhecken Schleswig-Holsteins. – Beitr. z. Agrarwiss., (2).

—— (1951):
Die Hecke als Lebensraum für Pflanzen und Tiere unter besonderer Berücksichtigung ihrer Schädlinge. – Erdk., 5 (2), S. 125-132.

—— (1961):
Gedanken über Agrarökologie und Landschaftsschutz. – N. u. L. 36 (2), S. 79-81.

WILDERMUTH, H. (1978):
Natur als Aufgabe. Leitfaden für die Naturschutzpraxis in der Gemeinde. – Basel (Schweiz. B. f. Natursch.), 298 S.

WILHELM, H. (1983):
Grundlagen des integrierten Pflanzenschutzes. – Der Biologieunterricht., 19, (3), S. 10-16.

ZWÖLFER, H. (1978):
Probleme des Naturschutzes im agrarökologischen Bereich – ökologische Aspekte. – Ber. ANL, 2, S. 39-42.

ZWÖLFER, H. et al. (1984):
s. 7.6

7.8 Landschaftsästhetische Funktion

ADORNO, T. (1986):
Ästhetische Theorie. – 8. Aufl., Frankfurt/M, 273 S.

ANL (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege), Hrsg (1981):
Beurteilung des Landschaftsbildes. – Laufener Sem.beitr. 7/81, Laufen, 55 S.

FELLER, N. (1981):
Beurteilung des Landschaftsbildes. – ANL: Beurteilung des Landschaftsbildes, S. 33-39.

GUNDERMANN, E. (1972):
Untersuchungen zur Erfassung, Wertung und Ordnung der Erholungsfunktion von Waldbeständen im bayerischen Hochgebirge. – F. Ber. FFA, 4.

—— (1974):
Beiträge zur Quantifizierung der Sozialfunktionen des Waldes im bayerischen Hochgebirge. – F. Ber. FFA, 21.

HARTKE, W. (1951):
Die Heckenlandschaft. Der geographische Charakter

eines Landeskulturproblems. – Erdk., 5 (2), S. 132-152.

HERINGER, J. (1981):
Landschaftsbild – Eigenart und Schönheit. – ANL: Beurteilung des Landschaftsbildes, S. 12-22.

JESSEN, O. (1937):
Heckenlandschaften im nordwestlichen Europa. – Mitt. d. Geogr. Ges. Hamb. 45, S. 7-58.

JORDAN, H. (1970):
Ärztliche Anforderungen an den Charakter und die Gestaltung einer „Erholungslandschaft“. – Archiv f. Natursch. u. Landschaftsforsch., 10 (2/3).

KIEMSTEDT, H. (1967):
Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung. – 1. Sonderh. d. Beitr. z. Landespflege, Stuttgart.

—— (1972):
Erfahrungen und Tendenzen in der Landschaftsbewertung. – Veröff. d. Akad. f. Raumf. u. Landespl., Forschungs- und Sitzungsber., 73, S. 33-44.

KRAUSS, K. O. (1974):
Ästhetische Bewertungsprobleme in der Landschaftsplanung. – L. u. S., 6 (1), S. 27-38.

KÜHN, W. (1983):
Untersuchungen zur Landschaftsästhetik. Die Erlebniswirksamkeit von Flurbereinigungsmaßnahmen. – Psychologische Diagnostik, Planung und Kontrolle Psychologischer Entscheidungen. 12. Kongress für Angewandte Psychologie, 21.-24. Sept. 1983, Uni. Düsseld.

MARQUART, G. (1950):
Die Schleswig-Holsteinische Knicklandschaft. – Schr. d. geogr. Inst. Uni. Kiel, 13 (3), 98 S.

NOHL, W. (1981):
Der Mensch und sein Bild der Landschaft. – ANL: Beurteilung des Landschaftsbildes, S. 5-11.

RICCABONA, S. (1981):
Landschaftsästhetische Bewertungsprobleme. – ANL: Beurteilung des Landschaftsbildes, S. 23-32.

SEPÄNMAA, Y. (1986):
The beauty of environment. A general model for environ mental aesthetics. – Ann. Acad. Scient. Fennicae, Serie B, 234, Helsinki, 184 S.

STICHMANN, W. (1977):
Gehölze in der Feldflur als Ansatz einer Ökologisch historischen Landschaftsinterpretation, Nat.-u. Land schaftskde. i. Westf., 13 (4), S. 109-116.

TROLL, C. (1951):
Heckenlandschaften im maritimen Grünlandgürtel und im Gäuland Mitteleuropas. – Erdk., 5 (2), S. 152-157.

—— (1951):
Die Problematik der Heckenlandschaft. Ihr geographisches Wesen und ihre Bedeutung für die Landeskultur. – Erdk., 5 (2), S. 105-106.

WÖBSE, H. (1981):
Landschaftsästhetik – Gedanken zu einem einseitig verwendeten Begriff. – L. u. S., 13 (4), S. 152-160.

—— (1984):
Erlebniswirksamkeit der Landschaft und Flurbereinigung – Untersuchungen zur Landschaftsästhetik. – L.u.S., 16 (1/2), S. 33-54.

7.9 Fallbeispiel und praktische Umsetzung

Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Würzburg (1980):
Bodengesellschaften im Löß Mainfrankens bei intensivem Ackerbau. – (unveröff. Manusk.), 10 S.

Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Würzburg (1981):
Bodenerosion in Unterfranken. – (unveröff. Manusk.), 5 S.

AUWECK, F. A. (1978):
Kartierung von Kleinstrukturen in der Kulturlandschaft. – N. u. L., 53 (3), S. 84-89.

BayGLA (= Bayerisches Geologisches Landesamt), (1987):
Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Blatt 6326 Ochsenfurt. – unkorrigierter Vorabdruck.

Bayerische Landessiedlung GmbH (o.J.):
Landschaftsplanung in der Flurbereinigung. Stufe 1 Entwicklung. Gruppenverfahren Ochsenfurt West. – 81 S.

Bayerische Landessiedlung GmbH (1985):
Kleinstrukturenkartierung der Flurbereinigung Gruppe Ochsenfurt West und Rittershausen. – 2 Bde., o. S.

Bayerisches Landesvermessungsamt (1954):
Flurkarten 1:5 000, Blätter NW 7148, NW 7149, NW 7150, NW 7248, NW 7249, NW 7250, NW 7251, NW 7348, NW 7349, NW 7350. – Geländeaufnahme von 1954.

EIGNER, J. (1978):
Ökologische Knickbewertung in Schleswig-Holstein. – Die Heimat, 85 (10/11), S. 241-249.

Genossenschaftsvorstände der Flurbereinigungen:
Übersichtspläne für die Flurbereinigungen 1:5 000, Eichelsee (1914), Gaukönigshofen (1934), Rittershausen (1932), Wolkshausen (1932).

GROTHER, H., MARKS, R. und V. VUONG (1979):
Die Kartierung und Bewertung gliedernder und belebender Landschaftselemente im Rahmen der Landschafts- und Freiraumplanung. – N. u. L., 54 (11), S. 375-380.

HÖRTH, M. (1982):
Kostendatei für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. – Bay. Staatsmin. f. Umweltf.: Materialien, 95 S.

LANGER, H., C. v. HAAREN und A. HOPPENSTEDT (1985):
Ökologische Landschaftsfunktionen als Planungsgrundlage. Ein Verfahrensansatz zur räumlichen Erfassung. – L. u. S., 17 (1), S. 1-9.

MÜLLER, J. (1988):
Landschaftsökologische und -ästhetische Funktionen von Hecken und deren Flächenbedarf auf den Gäuflächen Mainfrankens. – Diplomarbeit im Fach Geographie an der Uni. Würzburg, 229 S.

—— (1990):
Funktionen von Hecken vor dem Hintergrund der landschaftsökologischen und -ästhetischen Defizite auf den Mainfränkischen Gäuflächen. – Abh. d. Naturwiss. Vereins Würzburg, 29, ca. 230 S. (i. Dr.), zu beziehen bei Fr. Dr. Ritschel, Reg. v. Unterfranken, Peterpl. 8, 87 Würzburg.

REIF, A. (1980):
Die Hecken in Mainfranken. – Abh. d. Naturwiss. Vereins Würzburg, 21/22, S. 163-171.

RESCHKE, K. (1980):
Lebende Hecken werden versetzt – Neue Arbeitsweisen in der Flurbereinigung. – N. u. L., 55 (9), S. 351-354.

RINGLER, F. (1978):
Flurbereinigung und Landschaftspflege am Beispiel Bad Windsheim. – Ber. ANL 2, S. 31-33.

SKOWRONEK, A. (1986):
Über Veränderungen der mainfränkischen Landschaft durch den Menschen. – Frankenland 38 (5), S. 136-142.

SÖHNGEN, H. H. (1975):
Die Bewertung von Landschaftsbestandteilen für die Landschaftspflegerische Begleitplanung in der Flurbereinigung. – N. u. L., 50 (10), S. 274-275.

STICHMANN, W. (1986):

Naturschutz mit der Landwirtschaft. Eine Stellungnahme zur Entwicklung und Zukunft der Agrarlandschaften in Mitteleuropa. – GR, 38 (6), S. 294-302.

UNGER, H.-J. (1981):

Verpflanzung von Hecken und Feldrainen im Rahmen der Flurbereinigung. Erste Erfahrungen aus Bayern. – N. u. L., 56 (9), S. 295-300.

Anschrift des Verfassers:

Johannes Müller
Diplom-Geograph
Röntgenring 7
8700 Würzburg

Konzept eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms für Kryptogamengesellschaften

Hermann Muhle und Peter Poschlod

„Die meisten Pflanzensoziologen (sind) nur zu sehr geneigt, die epiphytischen Moos- und Flechtensynusien vollständig zu vernachlässigen“.

Du Rietz (1932)

Inhaltsverzeichnis:	Seite
1. Einleitung	59
2. Ziele und Zwecke von Kryptogamendauerbeobachtungsflächen	59
3. Grundsätzliches zur Lokalisation von Dauerflächen	67
4. Art, Lage und Aufnahme von Kryptogamendauerflächen	68
4.1 Grundsätzliches	68
4.2 Dauerflächen-Design in Wäldern	69
4.2.1 Lebendholz	
4.2.2 Totholz	
4.2.3 Moosvegetation in Wäldern	
4.3 Dauerflächen auf Gestein und baumfreien Trockenstandorten	70
4.4 Dauerflächen in Gewässern	70
4.5 Dauerflächen in Mooren	70
5. Aufnahmeverfahren	70
6. Hinweise zum Betrieb von Dauerquadraten mit Kryptogamen	71
7. Zusammenfassung	71
8. Literaturverzeichnis	72

1. Einleitung

Der Aufbau eines Beobachtungsnetzes von Dauerversuchsflächen mit vorwiegendem Anteil von Kryptogamen ist ein gewichtiges Projekt der passiven Umweltüberwachung. Bei Flechten liegen schon länger Dauerbeobachtungen vor, ohne daß es aber zu einem koordinierten Überwachungsnetz über alle möglichen Kryptogamensubstrate gekommen ist (ARNDT et al. 1987). Schon in der ersten Darstellung der Pflanzensoziologie von BRAUN-BLANQUET (1928) findet sich der Hinweis auf die Kleinquadrat-Methoden von RAUNKIAER (1913, 1918) und von NORDHAGEN (1928). Besonders klar ist die mit vielen Moos- und Flechtenbeispielen ausgeführte Darstellung von DU RIETZ (1930) aus dem Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden. Besonders in Hinsicht auf Kryptogamenstudien auf kleinen Dauerflächen ist diese Zusammenstellung weiterhin lesenswert.

Zwar haben sich die theoretischen Grundlagen der Vegetationsökologie in den letzten Jahrzehnten stürmisch verbessert [z.B. MÜLLER DOMBOIS & ELLENBERG (1974), GREIG-SMITH (1983), ORLOCI & KENKEL (1985)], so daß das Studium der Dauerversuchsflächen für Kryptogamen nicht mehr durch die immense Datenflut und deren Bewältigung wesentlich eingeschränkt wird.

Die fachliche Ausrichtung auf Gesellschaften des Lebendholzes, des Totholzes, der Böden und der Gesteine (einschließlich Fließgewässer und Moore), bringt es mit sich, einen pragmatischen geobotanischen Ansatz zu wählen. Ein Ausbau eines Grundprogrammes, das auch eine formale Erhebungsplanung und quantitative Weiterverarbeitung zuläßt, sollte wo immer möglich zugelassen werden.

2. Ziele und Zwecke von Kryptogamendauerbeobachtungsflächen

In Tabelle 1 ist eine Auswahl von Arbeiten geordnet nach Substrat Lebendholz (1), Totholz (2),

Böden (3), Gestein (4) und dem Standort Gewässer (5) und Moore (6) zusammengestellt, die für Dauerbeobachtungsflächen von Kryptogamen wertvolle Hinweise geben. Nur wenige Arbeiten sind echte Daueruntersuchungen [z.B. SHOWMAN (1981) 1973-1980: Epiphyten; SJÖGREN (1972) 1955-1971: Epigäisch; FREY (1959) 1923-1955: Epigäisch und Totholz; HAWKSWORTH et al. (1979) 1959-1973: Epilithen].

So wiederholte SHOWMANN (1981) seine Studie aus dem Jahre 1973 nochmals 1980, um im Zuge des passiven Monitorings herauszufinden, ob die Wiederbesiedlung von Lebendholz in der Nähe eines Kohlekraftwerkes, dessen Schadstoffausstoß heruntergesetzt wurde, schon eingesetzt hatte. Auch aus dem mitteleuropäischen Raum gibt es erste Hinweise, aber dadurch, daß die Daten nicht von Dauerflächen stammen, bleiben diese Hinweise vage.

Besonders muß man auf die durch aufschlußreiche Photos belegten, über 20 Jahre andauernden Serie von FREY (1951) hinweisen. Ziel ist hier besonders die ungestörte Entwicklung der Flechtenvegetation auf Gestein, Schutt, Kohlenmeilerflächen, Totholz und Zaunpfosten. Die Anregungen kamen wohl zu den zur selben Zeit laufenden Untersuchungen im Schweizer Nationalpark von LÜDI (1940) und STÜSSI (1970).

Aus der großen Zahl der Kryptogamenstudien wurden auch einmalige Untersuchungen dann herausgezogen, wenn z.B. die Stichprobenplanung, der experimentelle Ansatz oder die Datenauswertung wertvolle geobotanische Hinweise lieferte. Dagegen wurden pflanzensoziologische regionale Studien nur in Ausnahmefällen angeführt. So wertvoll auch die Ideen zur Erfassung von Kryptogamengesellschaften von SCHUHWERK (1986) sein mögen, man findet in ihnen keine neuen Ansätze, die zur Klärung kryptogamenökologischer Probleme wesentlich beitragen könnten.

Die Grundlage für das vorgelegte Konzept bildet

Tabelle 1**Übersicht über die Dauerbeobachtungsflächen in verschiedenen Kryptogamengesellschaften****1. LEBENDHOLZ**

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
HALE (1952)	Lebendholz	Stammumfassendes, lückiges Transekt, Erhebung, Vorkommen/Nichtvorkommen; Bestimmung der mittl. Frequenz	Stammbasis; Stamm in 2,0; 6,5; 11; 15,5; 20,5; 24,5 Höhe; vertikale Ausdehnung einer stammumfass. Fläche 1 m	Einmalige Aufnahme	Vegetationskundliche Erhebung epiphytischer Kryptogamen
HALE (1955)	Lebendholz	Aufnahme aller Kryptogamen an einem Baumpaare (random pairs method, COTTAM & CURTIS 1949)	20 Baumpaare pro Standort	Einmalige Aufnahme	Vegetationskundliche Erhebung epiphytischer Kryptogamen
BARKMAN (1958)	Lebendholz	Detaillkartierung, stammumfassend	1 m x 2 m 1 m x 4 m	Einmalige Aufnahme	Epiphytenzonierung um Baumwunden
KERSHAW (1969)	Lebendholz	Expositionsorientierte, lückige Punktquadratmethode; Bestimmung des Flächenanteils (Bedeckungsgrad) der einzelnen Arten	Stamm, 1 m-Intervalle (bis in welche Höhe?) 10 Punkte pro Intervall	-	-
HOFMAN (1969)	Lebendholz	Expositionsorientierte Transekte mit 6-stufiger Deckungsgradskala	0,2 x 0,1 m von Baumbasis bis 4 m	Einmalige Aufnahme	Regionale Gesellschaftsanalyse; Quantitativer Ansatz
KIRSCHBAUM (1972)	Lebendholz	Stammumfassendes Transekt vierteilig (expositionsorientiert) Deckungsgradschätzung nach BRAUN-BLANQUET	Stamm 0,3-1,3 m; 4 x 10 x 0,1 m Höhe (je nach Stammumfang variable Breite)	Einmalige Aufnahme	Bioindikation; Beurteilung der Luftverschmutzung
KUNZE (1972)	Lebendholz	Expositionsorientiertes Transekt mit konstanter Fläche; Erhebung Vorkommen/Nichtvorkommen, Bestimmung der Frequenz	Stamm 0,8-1,8 m; je Transekt 10 Quadrate	Einmalige Aufnahme	Bioindikation; Beurteilung der Luftverschmutzung in der Umgebung eines Kalibergwerkes
YARRANTON (1972)	Lebendholz	Stammumfassende Linientransekte, Punkt-Erhebung Vorkommen/Nichtvorkommen; Varianzanalyse	Alle 0,25 m von Baumbasis ein Quadrat à 0,1 x 0,1 m ²	Einmalige Aufnahme	Verteilung bzw. Sukzession epiphytischer Flechten auf Fichten
HURKA et al. (1973)	Lebendholz	Stammumfassendes Folienraster; 4 (expositionsorientierte) Teilflächen Punktquadratmethode; Bestimmung des Flächen-Anteils (Bedeckungsgrades) der einzelnen Arten	Stamm 1,5-2,0 m; 8560 Punkte	Einmalige Aufnahme	Bioindikation; Beurteilung der Luftverschmutzung an einer Straßentallee
BERNER (1973)	Lebendholz	Floristische Untersuchungen von Pappelplantagen	untere Stämme	1950-1970	Nach 20 Jahren werden junge Pappeln von Moosen und Flechten bewachsen
STRINGER (1974)	Lebendholz	4 expositionsorientierte durchgehende Transekte; 6-teiliger Deckungsgrad	0,25 m ²	Einmalige Aufnahme	Quantitative regionale Analyse
DE WIT (1976)	Lebendholz	Stammumfassende Aufnahmefläche; Erhebung Vorkommen/Nichtvorkommen; Bestimmung der kumulativen Frequenz	Stammfuß 0.2 m	Einmalige Aufnahme	Beurteilung der Immissionsbelastung mit SO ₂
MUHLE (1977)	Lebendholz	Stammumfassender Zylinder; Bestimmung der Epiphytenfrequenz = Stammfrequenzmethode; Ähnlichkeitsindices	Stammfuß 0,0-0,4 m 0,4-2,0 m	Bisher einmalige Aufnahme	Erhebung eines Epiphytenkatasters in Naturwaldreservaten, Beurteilung großräumiger Änderungen der Umweltbelastung

1. LEBENDHOLZ (Fortsetzung)

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
WIRTH & BRINCKMANN (1977)	Lebendholz	Stammumfassendes Folienraster, 4 (expositionorientierte) Teilflächen; Punktquadratmethode; Bestimmung des Flächenanteils (Bedeckungsgrades) der einzelnen Arten	Stamm 1,15-1,65 m	Einmalige Aufnahme	Beurteilung der Luftverschmutzung
WILL-WOLF (1980)	Lebendholz	Nordostexponierte Dauerquadrate	0,25 x 0,25 m in 1,4 m Höhe auf Eichen	1974-1978	Änderung der Flechtenvegetation um ein Kohlekraftwerk
OVSTEDAL (1980)	Lebendholz	Nordseite, Schätzung des Deckungsgrades nach HULT-SERNANDER (siehe MALMER, 1962)	0,1 x 0,1 m ² 1,5 m über Boden	Einmalige Aufnahme	Flechtengesellschaft auf Grauerle
SHOWMAN (1981)	Lebendholz	Artkartierung (Vorkommen/Nichtvork.)	-	1973-1980	Wiederbesiedlung von Lebendholz nach Verminderung des Schadstoffausstoßes in der Nähe eines Kohlekraftwerkes
MÜLLER (1981)	Lebendholz	Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN-BLANQUET (1964)	unregelmäßige Form z.B. Zylinder in 6 Himmelsrichtg. von 1-1,7 m Höhe kartiert	Einmalige Aufnahme	Studie von ökol. Wechselbeziehungen von epiphytischen Flechten
TRYNOSKI (1982)	Lebendholz	4 expositionorientierte Transekte; Vorkommen/Nichtvork.; Deckung mit Hilfe von Plastikfolie in 10 %-Stufen geschätzt	0,1 x 0,1 m je 12 Quadr. pro Baum	Einmalige Aufnahme	Substratspezifität von Kryptogamen auf 4 Baumarten; quantitative Studie
McCUNE (1982)	Lebendholz	Punktquadratmethode; alle 2,5 cm	750-2000 Punkte	Einmalige Aufnahme	Quantitative Beschreibung regionaler Epiphytenvegetation
STUDLAR (1982)	Lebendholz	Vorkommen von Epiphyten an 120 Trägerbäumen je nach Durchmesserklasse; Wuchsformenanalyse	Zylinder 0-1,8 m	Einmalige Aufnahme	Sukzession auf Bäumen unterschiedlichen Alters in einem Bestand
BEDENEAU (1982)	Lebendholz	Dauerflächen mit Folienpausen; jährliche Wiederholung	20 x 20 cm	1974-1977	Dokumentation des Flechtenrückganges nach Erhöhung der Luftverschmutzung
DOBBERN (1983)	Lebendholz	Floristische Untersuchung alter Fundpunkte	variabel	1900-1974	Regionale Verarmung
TEWARIETAL (1985)	Lebendholz	Stammumfassendes Transekt	Stamm <0,5 m 0,5-1,0 m, 1,0-2,0 m, 2,0-3,0 m, >3,0 m pro Fläche fünf Aufnahme- flächen à 15 x 15 cm ²	Einmalige Aufnahme	Rekonstruktion der ungestörten Vegetationsentwicklung
LFU BAD.-WÜRTT. (1986)	Lebendholz	Stammumfassender Zylinder, Erhebung der Dominanz und Artenzahl	Stamm 1,30-1,75 m	1985 - (geplant: Wiederaufnahme alle 5-6 Jahre)	Bioindikation; Beurteilung der regionalen Luftverschmutzung
PALMER (1986)	Lebendholz	Gesamtdeckung in 0,1 m ² Einheiten geschätzt	0-2 m Zylinder	Einmalige Aufnahme	Quantitative Studie der Substratspezifität
LAWREY (1988)	Lebendholz	Floristische Untersuchung alter Fundpunkte	variabel	1933-1986	Erhöhung des Schwefel- und Bleigehaltes in einer Blattflechte

2. TOTHOLZ

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
FREY (1959)	Totholz	Fotographische Dokumentation; Beschreibung der Vegetationsentwicklung z.T. Schätzung des Deckungsgrades in Prozent	Je nach Objekt fotografisch noch auswertbare Flächengrößen (0,25-1 m ²)	1923-1955 (in Abständen von 4-8 Jahren)	Beobachtung der ungestörten Vegetationsentwicklung; Wachstumsmessungen an Flechten
MUHLE & LEBLANC (1975)	Totholz	Kleinquadrate; Schätzung des Deckungsgrades mit 5teiliger Skala; Erfassung Wuchsformen, Zerfallsstadien des Totholzes	20 x 20 cm (Totholzdurchmesser 50-100 cm); 10-40 cm (Totholzdurchmesser 30-50 cm); 5 x 80 cm (Totholzdurchmesser 15-30 cm)	Einmalige Aufnahme	Rekonstruktion der ungestörten Vegetationsentwicklung
RUNGE (1975)	Totholz	Monatliche Auszählung der gerade vorhandenen Fruchtkörper	Baumstumpf	1962-1974	Beobachtung der ungestörten Vegetationsentwicklung
DANIELS (1983)	Totholz	Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN BLANQUET (1964); einzelne Schätzstufen noch verfeinert (DANIELS 1982)	0,008-0,083 m ²	Einmalige Aufnahme	Pflanzensoziologische Beschreibung von Totholzgesellschaften
CORNELISSEN (1987)	Totholz	Schätzung des Deckungsgrades nach BARKMAN, 1964	Variabel 20-100 cm ² von Hirschnitten von Baumstümpfen	Einmalige Aufnahme	Gesellschaftsanalyse von morschem Holz in Abhängigkeit vom Zerfallsgrad.

3. BODEN

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
FREY (1959)	Boden	Fotographische Dokumentation; Beschreibung der Vegetationsentwicklung, z.T. Schätzung des Deckungsgrades in %	Je nach Objekt fotografisch ± noch auswertbare Flächengrößen (0,25-1 m ²)	1923-1955 (in Abständen von 3-10 Jahren)	Beobachtung der ungestörten Vegetation auf alpinen Schuttfleuren; Wachstumsmessungen an Flechten
WATSON (1960)	Boden	Dauerquadrate; graphische Erhebung der Vegetation	keine Angabe der Quadratgröße (ob 1 x 1 m ² ?)	1955-1959	Beobachtung ungestörter Vegetationsentwicklung in baumfreien Vegetationstypen
KÜHNER (1971)	Boden	Schätzung des Deckungsgrades, nach BRAUN-BLANQUET (1964)	0,04 m ²	Einmalige Aufnahme	Beschreibung von Akkeümoosgesellschaften
SJÖGREN (1972)	Boden	Dauerquadrate; Beschreibung der Veränderung der Mooschicht, Erhebung Vorkommen/Nichtvorkommen	1 x 1 m ²	1955-1971	Beobachtung der ungestörten bzw. gelenkten Vegetationsentwicklung in Wäldern
SEIDEL (1976)	Boden	Quadrate; Erhebung Vorkommen/Nichtvork. in 4 Teilquadraten; Bestimmung der Frequenz	1 x 1 m ²	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Moosvegetation in Wäldern
SOUTHORN (1976)	Boden	photographische Aufnahme und detaillierte Kartierung der Dauerquadrate	1 m ²	1967-? 2-wöchentliche bis mehrmonatliche Abstände	Vegetationsentwicklung nach Brand
MIRZA & SHIMWELL (1977)	Boden	Frequenzbestimmung aus (wievielen?) Zufalls- (oder entlang eines Transekts verteilten) Quadraten	0,25 m ²	Einmalige Aufnahme	Vegetationsentwicklung auf alkalisch reagierenden Industrieabfällen
WINKLER & ZOLLER (1978)	Boden	Quadrate, Punkt- Quadrat, Methode; Bestimmung der Frequenz	1 x 1 m ² (100 Punkte)	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Moosvegetation in Wäldern
JAHN (1980)	Boden	Schätzung nach BRAUN-BLANQUET, LONDO (1974), Punkt-Quadrat- bzw. Interzept-Methode	0,5 x 2 m	1975-1979	Ungestörte Vegetationsentwicklung auf Brandflächen
HEINRICH (1980)	Boden	Dauerquadrate, Transekt, Schätzung in 8-stufiger Skala (Moose mit r,s,t,0,1 weiter differenziert)	100 m ² bzw. 1 m ²	bisher einmalig	Moose in Trockenrasen
JOHNSON (1981)	Boden	Frequenzbestimmung aus 10-20 Aufnahmen	0,06 m ²	Einmalige Aufnahme	Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung nach Bränden in Wäldern
SMITH (1981)	Boden	Punktquadratmethode bzw. Frequenzbestimmung entlang eines Transekts	Alle 20 cm ein Punkt bzw. 1 m ² all 2 m entlang des Transekts	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Kryptogamenvegetation in der Umgebung heißer Quellen
DUNCAN & DALTON (1982)	Boden	Punktquadratmethode	100 zufällig verteilte Punkte in 50 x 50 cm ² -Quadrat	Mai (Juli/Sept./Okt.)	Ungestörte Vegetationsentwicklung nach Bränden in Wäldern
DE WIT (1982)	Boden	Dauerquadrat; Auszählen der Podetien bei Cladonien; fotografische Dokumentation	1 x 1 m ²	1971-1979	Beobachtung der ungestörten Vegetationsentwicklung
BROSSARD (1984)	Boden	23 lineare Transekte; Vorkommen/Nichtvorkommen	100 cm ² 1140 Kleinflächen in 9 geomorphologischen Einheiten	Einmalig	Analyse des kleinräumigen Vegetationsmosaiks und Vegetationskartierung
KLEIN (1984)	Boden	Gesamtbedeckung der Moose (Einzelartendeckung nur 1979 bestimmt)	in 11 Höhen 5 bis 10 Flächen 3 x 33 m Aufnahmeflächen	1965-1979	Abnahme der Moosdecke durch sauren Regen entlang eines Höhengradienten

4. GESTEIN

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
PATON (1956)	Fels	Dauerquadrate; graphische Erhebung der Vegetationsentwicklung auf künstl. vegetationsfrei gemachten Flächen; Schätzg. des Deckungsgrades in Prozent in ungestörten Dauerquadraten.	2 inches square (künstl. veget. frei gemachte Flächen 20 x 20 cm ²)	1952-1955	Beobachtung der ungestörten Vegetationsentwicklung bzw. der Sukzession auf künstl. vegetationsfrei gemachten Flächen
FREY (1959)	Fels	Photograph. Dokumentation, Beschreibung der Vegetationsentwicklung, z. T. Schätzung des Deckungsgrades in %	Ganzer Fels oder photograph. noch auswertbare Teilflächen (0,25-1 m ²)	1922-1947 (in Abständen von 4-13 Jahren)	Beobachtung der ungestörten Vegetationsentwicklung; Wachstumsmessungen an Flechten
YARRANTON (1967)	Fels	Punktmethode (siehe YARRANTON, 1966)	250 Kontakte mit einem 1 inch (0,254 cm) Heringsnetz – jeder vierte Netzpunkt	Einmalig	Quantitative regionale Studie
LYE (1967)	Fels	Linientransekte; Vegetationsbeschreibung	-	Einmalige Erhebung unterschiedl. Sukzessionsstadien	Rekonstruktion der ungestörten Vegetationsentwicklung
YARRANTON et al. (1968, 1969)	Fels	Transekte	15 x 15 cm (je mit 3 Wiederholungen) Transektlänge 3 m	Einmalig	Multiple Regressionsanalyse verschied. Faktoren von Moosen auf spaltenbesetzten Kalkböden
NAGANO (1969)	Fels	Transekte, Vegetationsbeschreibung in Profilen	Felsflächen senkr. 40 cm ² Felsterrassen 50 cm ²	Einmalig	Vergleich der Moosvegetation und deren Sukzession auf Kalk, Schiefer und Urgestein.
ORWIN (1970)	Fels	Schätzung des Deckungsgrades in Prozent bzw. Erhebung Vorkommen/Nichtvork.	Ganze Felsoberfläche; Größenklassifikation der Felsen (12-30 cm, 30-60 cm, 60-150 cm)	Einmalige Erhebung unterschiedl. alter (datierbarer) Felsen	Rekonstruktion der ungestörten Vegetationsentwicklung
JACKSON (1971)	Fels	Linientransekte, die auf Frequenz und Bedeckung umgerechnet werden	Transektlänge 80 Fuß und 181 Aufnahmepunkte	Vergleich von prähist. Lavazungen und solchen, die auf 1859, 1868, 1907, 1919, 1926, 1950, 1955 dat. wurden	Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich alten Lavazungen auf Hawaii
HOFMAN et al. (1974)	Fels	Punktquadratmethode (Plastikfolie)	45 x 30 cm	Einmalig	Substratabhängigkeit, Kalk-Silikatfelsen
HAWKS-WORTH et al. (1979)	Fels	Photos von Flechtenmosaik	ca. 30 x 20 cm	1959-1973	Vegetationsdynamik des Lecanoretum sordidae (küstennah)
HATTAWAY (1980)	Fels	Linieninterzepttransekte (CANFIELD, 1941)	-	Einmalig	Vegetationsprofile von Kalkdolini
HOOKE (1980)	Fels	Photos von Einzelthalli (HOOKE et al. 1977)	ca. 10 x 10 cm	1971-1974	Flechtenwachstum gesteinsbewohnender placoider und krustenförm. Flechten
PENTECOST (1980)	Fels	Zufallsquadrate	10 0,07 m ² große Quadrate 60 1m ² -Flächen für Moosbedeckung	Einmalig	Faktorenanalyse von Moosen und Flechten aus Ryolith und Bimssteintuffen
RUSHFORTH et al. (1982)	Fels + Bäume	Transekte	2 x 100 cm (mit separater Aufn. von 10 Unterquadrate)	Einmalig	Nischendifferenzierung und Nischenüberlappung epilithischer und epiphytischer Vegetation
McCARTY (1983)	Fels	Zufallsquadrate	10 x 10 cm	Einmalig	Beschreibung regionaler Kalkflechtengesellschaft
ZITTOVA-KURKOVA (1984)	Fels	Minimumareal nach MORAVEC (1973) Deckungsgrad	0,07 bis 2 m ²	Einmalig	Regionale Moosgesellschaften auf Sandsteinfelsen
HALFMANN (1987)	Fels	Transekt, Folienmethode (HURKA et al. 1973)	?	Einmalig	Quantitative Studie einer Blockhalde

5. GEWÄSSER

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
MÜLLER (1938)	Quellfluren	Deckungsgrad nach BRAUN-BLANQUET (1928) Artenkartierung	1 m ²	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Quell- vegetation (siehe neue Bearbeitung KAMBACH et al. 1969)
SANTESSON (1939)	Gewässer	Linientransekte (Zonierung)	-	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Flech- tenzonation auf Felsen am Seeufer
PHILIPPI (1961)	Gewässer	Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN-BLANQUET (1964)	0,01-1 m ²	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Was- sermoosgesellschaften
EMPAIN (1973)	Gewässer	Artenkartierung bzw. Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN- BLANQUET (1954)?	?	Einmalige Aufnahme	Abhängigkeit der Moos- flora bzw. -vegetation von der Gewässerverschmut- zung
FRAHM (1974)	Geässer	Artenkartierung	-	Einmalige Aufnahme	Bioindikation der Gewässer
PENTECOST (1977)	Gewässer	zufallsverteilte Quadrate; Schätzung des Deckungsgrades in Prozent	0,07 m ²	Einmalige Aufnahme	Beschreibung der Krypto- gamenv egetation an Fel- sen in Flüssen
KOHLER (1978, 1988)	Fluß	Deckungsgrad	Flußsegmente	1972-1987	Belastung der Friedberger Ache; vorrangig Phanero- gamem
SCHERRER (1978)	Fluß	Artenkartierung und photographi- sche Dokumentation	20 m Flußlänge über ganze Fluß- breite in 1 km Ab- stand	Einmalig	Mooskartierung; Passives Monitoring
BURKHARDT (1983)	Fluß	Artenkartierung	20 m Flußlänge in in 5 km Abstand	Einmalig	Mooskartierung (+ Phanerogamen); passives Monitoring Schwermetalle
SLACK (1985)	Bach	Zufallsstichproben der Aufnahme- fläche + Prozentbedeckung	0,5 x 1 m	Einmalig	Quantitative Beziehungen der Nischen von Moosen aus Gebirgsbächen
DENISE-LA- LANDE TOUFFET (1987)	Gewässer	Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN-BLANQUET (1964)	?	Einmalig	Beschreibung der Was- sermoosgesellschaften
MARSTALLER (1987)	Bäche	Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN-BLANQUET (1964)	variable Form und Größe: 4- 10 dm ²	Einmalig	Regionale Studie der Wassermoosgesellschaf- ten
RYAN (1988)	Küstenfelsen	Parallele Transekte, Bestimmung der Bedeckung mit 1 cm ² Netz	10 cm ²	Einmalig	Zonierung der Flechten auf Serpentin von Küsten- felsen

6. MOORE

Autor	Standort	Methodik	Aufnahme- fläche	Zeitraum	Ziel und Zweck
WOJKE (1958)	Boden	Detaillierte Kartierung der Dauerquadrate	1 m ²	1950-1955	Beobachtung der ungestörten Vegetationsentwicklung in Mooren
FISCHER (1959)	Hochmoor	Detaillkartierung	2 x 3 m	Einmalig	Verteilung Bult/Schlenken
MÜLLER (1965)	Hochmoor	Detaillkartierung	20 x 20 m	Einmalig (Probeflächen mittlerweile abgetorft)	Flechten- und Moosverteilung typischer Hochmoorvegetation
ULLMANN (1971)	Hochmoor	Ballonluftbilder mit Vegetationskartierung	ca. 150 x 100 m	Einmalig	Verteilung Hochmoorvegetation
KAULE (1973)	Übergangsmoor Hochmoor	Artkartierungen mit Kleintransekten 8 x 12 m	8 x 18 m, und Stillstandkomplexen (1 m ² Netze)	Einmalig?	Verteilung der Arten in Stufenkomplexen
KAULE (1973)	Hochmoorrand	Artkartierungen; ein Transekt	ca. 30 x 20 m	Einmalig?	Vegetationsgradient von Erlenbruchwald Hochmoor
JEGLUM (1975)	Waldmoor	Transekte; okulare Schätzung des Deckungsgrades	2 m ²	1947-1970	Änderung der Moorvegetation durch stauende Wirkung eines Straßendammens
VITT (1975)	Kesselmoore	Transekte; okulare Schätzung des Deckungsgrades	1 m ²	Einmalig	Quantitative Studie der Hauptgradienten
SCHMEIDL (1977)	Hochmoor	Pflanzensoziologische Kartierung und Einzelpflanzenkartierung in Dauerquadraten	3 x m, 3 x 10 m (1 m ² Netz)	1957-1976	Veränderungen in einem ungestörten präalpinen Hochmoor
PAKARINEN (1978)	Moore	Pflanzensoziologisches Material (RUUHJÄRVI, 1960) wurde statistisch bearbeitet	1 429 Quadrate	-	Regionale Differenzierung der Moore
COESEL (1978)	Moorkolke	Planktonnetz und Auspressen von Pflanzen Best. der relativen Abundanz mit Hilfe des Mikroskops	variable (100 Formalinproben)	1916-1925 1950-1955 1975	Desmidiaceen: Verarmung des Arteninventars durch Nährstoffeintrag aus Landwirtschaft und Industrie
CLYMO (1980)	Moor	Aufnahmepunkte in den Schnittpunkten eines Aufnahmenetzes	je 12 Quadrate 0,25 x 0,25 m ²	Einmalig	Quantitative Studie
DIERSSEN (1984)	Hochmoor – Übergangsmoor	Detaillkartierung mit Kleinreliefstudien	2 x 4 m 2 x 3 m	Einmalig?	Darstellung typischer Moorvegetationsmosaiken
NOBLE (1984)	Waldmoor	Detaillkartierung mit Photodokumentation	4 ha in 1 m ²	1968-1972	Ausbreitung von Sphagnum in Waldmooren
JENSEN (1987)	Hochmoorkolke	Detaillkartierung	60 x 60 m 20 x 20 m	1928 (HUECK) 1976 (JENSEN)	Hochmoorkolkentwicklung
POSCHLOD (1988)	Übergangsmoore	Linientransekte mit mikrotopografischer Differenzierung	0,5-1,5 m lang	Einmalige Aufnahme	Räumliche Einmischung von Moosen in Bult-Schlenken-Komplexen

eine erste Zusammenfassung für die dauerflächenfähige Aufnahmemethode von Lebendholz (MUHLE, 1978). Die Ziele von Kryptogamendauerflächenstudien sollten sich in dem Rahmen quantitativer geobotanischer Grundlagenstudien einbauen lassen (z.B. SCOTT, 1971; SLACK, 1977, 1984; WATSON, 1980) und lassen sich wie folgt formulieren:

- I. Dokumentation der langfristigen Dynamik von Kryptogamengesellschaften in regional typischen Pflanzengemeinschaften Bayerns (ungestörte Vegetationsentwicklung).
- II. Dokumentation von progressiven Sukzessionen, die sich durch Nutzungsänderung ergeben (z.B. Auflässen von Teichen, Wiederbewaldung von Brachen, Renaturierung von Felswänden in Steinbrüchen etc.).
- III. Dokumentation von Änderungen von regionalen Belastungen oder Übernutzung (z.B. Wiedereinwandern von Flechten nach Luftverbesserung, Änderung von Quellfluren nach Wasserentnahme).
- IV. Dokumentation der Auswirkungen von ingenieurbioologischer Maßnahmen (z.B. Kryptogamensukzession auf begrünten Dächern, aufgelassenen Wanderwegen, steilen Straßenrändern, alten Natursteinbauten nach Reinigung etc.).

Zu den obengenannten Zielen ist anzuführen, daß sie zum Teil in bestehende Dauerbeobachtungsflächen integriert werden können.

Die Natur der Kryptogamensynusien bringt es jedoch mit sich, daß sie als „abhängige“ Gesellschaften (WILMANN, 1970) wesentlich größere Nischenvielfalt zeigen, die von geplanten Programmen (PFADENHAUER et al., 1986) nicht ohne weiteres erfaßt werden.

3. Grundsätzliches zur Lokalisation von Dauerflächen

Kryptogamenbestände kann man nur auf die Dauer längerfristig beobachten, wenn die Beobachtungsflächen in einer kontrollierten Umgebung (z.B. Naturschutzgebiet, Naturpark, Naturwaldreservate) liegen oder doch so abgelegen sind wie z.B. wasserüberströmte Felsen mit Moosen in einer Schlucht oder Felsenflechtengesellschaften an Steilhängen. Während letztere sich nicht vorrangig für ein überregionales Netz eignen (aber wohl regional wie im Bayerischen Wald Bedeutung erlangen können) ist dieses für die Gesellschaften des Lebendholzes zu bejahen (MUHLE, 1977; LFU Baden Württemb., 1986). Folgende Punkte wären für die einzelnen Substrate zu diskutieren.

- I. In den Nationalparks könnten z.B. auf Lebendholz, exponierten Felswänden und in bodenbewohnenden Moosbeständen Dauerflächenetze eingerichtet werden, während wegen ihres nur auf bestimmte Naturräume begrenzten Vorkommens Moore und Wildwasserbäche für Beobachtungsnetze nur regional von Nutzen sein können.

Tabelle 2

Wuchsformen der Moose

1. Polster: Äste und Seitenäste wachsen von einem zentralen Punkt.
 - 1.1 große Polster Durchmesser < 5 cm
z.B. Leucobryum
 - 1.2 kleine Polster Durchmesser > 5 cm
z.B. Grimmia, Ulota
2. Rasen: Hauptäste und Seitenäste wachsen aufrecht (*/parallel)
 - 2.1 Hohe Rasen (Höhe < 2 cm)
z.B. Polytrichum, Mnium, etc.
 - 2.2 Kurzrasen (Höhe > 2 cm)
z.B. Barbula, Ceratodon, etc.
 - 2.3 Offene Rasen (Einzelpflanzen wachsen auf Protonema bzw. von Rhizoidsträngen)
z.B. Diphyscium, Pogonatum, etc.
 - 2.4 Quirlastformen (Aufrechte Äste und Kurztriebe in Quirlform)
z.B. Sphagnum
3. Bäumchenförmige: Äste sympodial, aufrecht wachsend mit bäumchenförmiger Verzweigung im apikalen Bereich; Hauptstamm häufig mit schuppenförmigen Moosblättchen, z.B. Climacium, Thamnum, Plagiomnium, etc.
4. Matten: Substratnahe Äste mit Rhizoidbesatz, Seitenäste mit begrenztem Wachstum, häufig eng verwebt oder parallel, aber immer in derselben Wachsumsebene wie der Hauptast.
 - 4.1 Kompakte Matten
Äste in allen Richtungen oder parallel wachsend, eng verwoben, so daß die Matte sich als Ganzes vom Substrat abheben läßt,
z.B. Campthoecium, Hypnum etc.
 - 4.2 Thalloide Matten
 - 4.2.1 Große thalloide Matten (Thallusbreite > 4 mm)
z.B. Pellia, Marchantia
 - 4.2.2 Kleine thalloide Matten
z.B. Metzgeria, Riccia
 - 4.3 Fadenförmige Matten
Kleine, kriechende, unregelmäßig bis sparrig beästete Formen
z.B. Leskea, Lophocolea etc.
5. Gewebe: Lose vernetzte Äste und Seitenäste; allgemein robuste Formen mit aufsteigenden Hauptästen, die die Rhizoide nur in der Basalregion ausbilden.
 - 5.1 Spreizastgewebe
Robuste Formen mit Seitenästen in irregulären Zwischenräumen z.B. Pleurozium, Rhytidiadelphus etc.
 - 5.2 Fiederastgewebe
Bogig wachsende bis aufrechte Hauptäste (häufig sympodial); Äste eng und gleichförmig fiedrig (bis 3-fach gefiedert) z.B. Ptilium, Thuidium, Hylocomium etc.

- II. Die Sukzessionsuntersuchungen an Totholz lassen sich an bestehende Windwurfstudien mit anschließen und können wichtige Hinweise für natürliche Walddynamik liefern (RUNKLE, 1985). Die Kryptogamenuntersuchungen auf liegendem Totholz zur Urwaldforschung (LEIBUNDGUT, 1959, 1982; SHUGART, 1984) sind, wenn man sie regional auf bestimmte Stubben ausdehnt (CORNELISSEN et al., 1987) auch überregional netzfähig.
- III. Für Studien des passiven Monitorings, die meist mit Hilfe epiphytischer Flechten durchgeführt werden, lassen sich auch regional Torfmoose auf Hochmoorstandorten z.B. des Voralpengebietes nutzen. Auch regionale Dauerquadratstudien aquatischer Moosvegetation in bestimmten Wassereinzugsgebieten können eine Überwachungsfunktion erfüllen.
- IV. In ein Dauerbeobachtungsflächenprogramm mit vorherrschender Kryptogamenvegetation gehören auch sekundär baumfreie Standorte wie z.B. Flechten und Moose auf Lesesteinhaufen in Trockenrasen, Bunte Erdflechtengesellschaften auf flachgründigen Kalktrockenrasen, moosdominierte Bestände in Kleinseggenrasen. Ob Ackermoosgesellschaften auch in kontrollierten Ackerrandstreifenprogrammen in ein Beobachtungsnetz mit eingebaut werden können, sollte wegen des hohen Bioindikationswertes (WALDHEIM, 1944) z.B. für die Überwachung von Überdüngungen geprüft werden.
- V. Bei der Anlage von Ausgleichsflächen, Renaturierung von gestörten Flächen oder der Wiederherstellung von Naturschutzgebieten, wo kryptogamendominierte Synusien als bestandsbildende Einheiten vorkommen, ist darauf zu achten, daß auch diese mit Dauerflächen im Zuge einer Qualitätssicherung der Maßnahme (Erfolgskontrolle) mit berücksichtigt werden.

4. Art, Lage und Aufgabe von Kryptogamendauerflächen

4.1. Grundsätzliches

Auch heute sind die grundlegenden Darstellungen der Vegetationsaufnahme in TANSLEY et al. (1926) und BRAUN-BLANQUET (1928) für Dauerquadratuntersuchungen wichtig. Für Kryptogamensukzessionsforschung ist die kompendienhafte Zusammenfassung in BARKMAN (1959) eine Übersicht aus der sich trotz der Vielfalt methodischer Ansätze folgende Forderungen ableiten lassen:

A. Die Kryptogamendauerflächen müssen so angelegt sein, daß sie in akzeptabler Zeit erreichbar und auch mit einfachen Mitteln bearbeitet werden können. Die Vergleichbarkeit, auch bei Aufnahme verschiedener Bearbeiter, muß durch ein Minimalprogramm sichergestellt werden. Für die Erhebung im Zuge eines Minimalprogrammes ist erstens eine Wuchsformenansprache ins Auge zu fassen, die auch immer dann genutzt werden sollte, wenn auch einmal weniger Geübte die Flächen aufnehmen sollten. Bei den Wuchsformen der Moose wird hier das System von GIMINGHAM et al., 1950 (BIRSE, 1968) vorgeschlagen, welches auch mit neueren Ideen der Populationsökologie verfeinert werden kann (DURING et al., 1987).

Um auch taxonomisch weniger gut orientierten Mitarbeitern eine vorläufige Grundaufnahme bzw. eine Wiederholungsaufnahme von Flechtendauerquadraten zu ermöglichen, ist eine Wuchsformenansprache nötig. Diese ist auch gelegentlich geübten Mitarbeitern zu empfehlen, um nicht durch Entnahme von Material für Nachbestimmungen jedesmal die Aufnahmefläche zu belasten. Praktisch hat sich die auf einer ausgedehnten Literaturzusammenfassung und großer Geländeerfahrung beruhende Darstellung von BARKMAN (1959) erwiesen, die hier mit der von MATTICK (1951) kombiniert wird.

Tabelle 3

Wuchsformen der Flechten

MATTICK (1951)	BARKMAN (1959)
1. Gallertige Formen (inklusive gallertige Algen)	
2. Krustenförmige	
2.1 Krustenflechten ohne deutlichen Lagerrand (d.h. nichtlepröse Krusten, einschließlich krustenförmiger nicht parasitischer Pilze)	
2.2 Staufflechten (d.h. lepröse Formen einschließlich pulvriger protocooider Algen).	Calicium Typ
2.3 Krustenflechten mit deutlichem Lagerrand	
3. Kleinblättrige noch krustenförmig wachsene Flechten	
3.1 Schmallappige Krustensen rosetten	
3.2 Blättrig-schuppenförmige	Squamoser Typ
3.3 Schuppenförmige	
3.4 Schuppig-muschlige Formen	Parmeliopsis Typ
4. Blattflechten	
4.1 Schmallappige	Parmelia-Typ
4.2 Breitlappige	
5. Schildflechten	Lobaria-Typ
6. Bandförmige Blattflechten	Anaptychia-Typ
7. Echte Strauchflechten	Eucetraria-Typ s.s.
8. Bandflechten	Ramalina-Typ
9. Bartflechten	Usnea-Typ
10. Fadenflechten	
11. Säulen- und Gabelflechten	Eucetraria-Typ

Diese Wuchsformen sind im wesentlichen auf Epiphytenansprache ausgerichtet, aber eine Anpassung und Erweiterung an andere Substrate wie Totholz, Gesteine, etc. ist durchführbar.

B. Die Flächen sind so in einer Form dauerhaft zu markieren, so daß sie von einem fremden Bearbeiter wiedergefunden werden können. Die Markie-

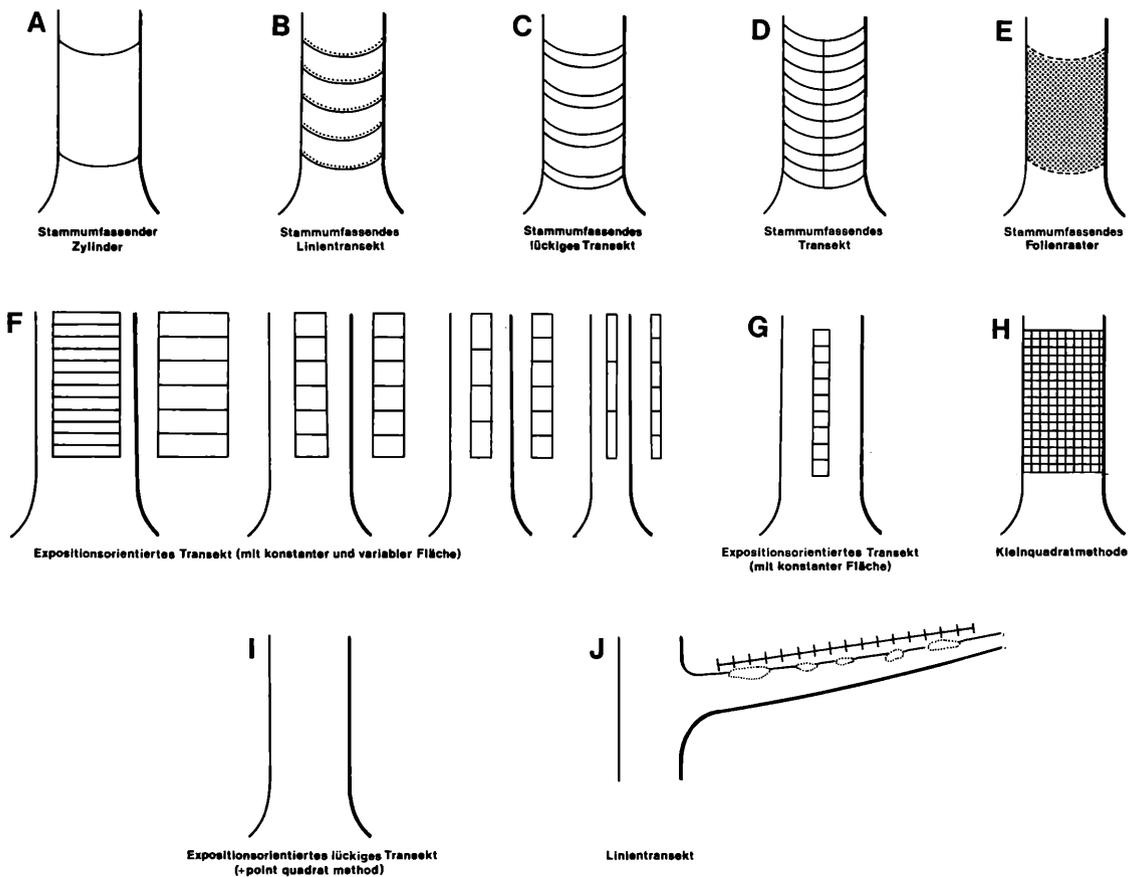


Abbildung 1

Dauerflächendesign an Standorten des Lebendholzes

rung z.B. an Lebendholz muß in einer Form gewählt werden, die auch langfristig keine baumphysiologischen Schäden erwarten läßt (z.B. 4 cm lange Aluminiumnägel mit ca. 2 mm dicken 3-4 cm großen kreisförmigen Aluminiumplaketten; LEIB-UNDGUT, 1982).

C. Die Anlage der Dauerquadrate muß bestimmte Grundsätze der Stichprobennahme zulassen, die für quantitative rechnergestützte Analysen notwendig sind. Auch sollte die Anlage so ausgerichtet sein, daß detaillierte oder erweiterte Studien ermöglicht werden können.

D. Die Verschiedenheit der Kryptogamenbiotope läßt das hier vorgeschlagene Programm mit Kleinquadraten als rigoros erscheinen, da auch heterogene Bestände im Sinne der Pflanzensoziologen mit aufgenommen werden müssen. Das Probeflächendesign mit seinen formalen Kriterien, herrührend von Forderungen der numerischen Auswertbarkeit, kann aber auch an solche Fragestellungen im weiteren Ausbau angepaßt werden.

4.2. Dauerflächen-Design in Wäldern

4.2.1 Lebendholz

Die Übersicht in Tab. 1 und die Beispiele in Abb. 1 zeigen, daß die Arbeitsansätze erheblich variieren: Der eine Ansatz baut auf flächenhaften Stichproben auf (z.B. Flächentransekte), während der andere mit punktförmigen Stichproben (z.B. Folienraster) arbeitet. Je nach den Forderungen der Auswertmethode kann man sich für eine bestimmte Aufnahmeflächenform entscheiden. In dieser Zusammenfassung empfehlen wir ein expositionsorientiertes Transekt, was bei großen Baumdurch-

messern konstante Teilflächengrößen von 20 x 20 cm haben kann (Abb. 1G). Sollen mittlere und kleine Baumdurchmesser mit berücksichtigt werden, so kann man einen Aufnahmeflächenentwurf wie in Abb. 1F in Betracht ziehen (MUHLE, 1978).

4.2.2 Totholz

Hat man größere Mengen Totholz z.B. aus Windwürfen, empfiehlt sich auch eine durchmesserabhängige Aufnahmefläche (MUHLE et al., 1975), bei Durchmessern von 100-50 cm eine Quadratgröße von 20 x 20 cm in Transektform, der bei Durchmessern von 50-30 cm sich auf 10 x 40 cm verlängert und bei Durchmessern von 30-15 cm dann 5 x 80 cm lang wird (vgl. auch Abb. 1F).

Dieses Design hat sich bei liegendem Totholz bewährt, da nur so Randwirkungen von Stammseiten begrenzt werden können.

Auf Hirnschnitten von größeren Stümpfen ist eine Aufnahme von 20 x 20 cm² sinnvoll. Bei höheren Holzerfallsgraden kann auch eine kleinere Fläche gewählt werden.

4.2.3 Moosvegetation in Wäldern

In manchen älteren Fichtenforsten, wie auch in feuchten Laubwäldern bildet sich häufig eine dominierende Mooschicht aus. In der Arbeit von PFADENHAUER et al. (1986) finden sich zahlreiche Beispiele für die Anlage solcher Dauerquadrate. Gute Erfahrungen haben sich mit 1 m²-Rahmen ergeben, die in 100 Teilflächen am 0,1 m² aufgeteilt waren (WINKLER et al., 1978).

4.3 Dauerflächen auf Gestein und baumfreien Trockenstandorten

Neben der isolierten Aufnahme z.B. disjunkter alpiner Flechtenvegetation am Großen Arber oder ähnlicher Sonderstandorte sind Basislinienuntersuchungen zu empfehlen, die in einem typischen Talsegment von z.B. Süd- bis an die Nordseite reichen (Abb. 2). Diese Segmente können eingemessen werden und die Fixpunkte mit einem Gesteinsbohrer markiert werden. Die Dauerquadrate (20 x 20 cm) werden dann in bestimmter Form von diesen Punkten ausgehend installiert, so daß alle wichtigen Kleinstandorte dieses Tals durch Probestellen abgedeckt sind. Verboten ist eine Markierung mit einem batteriebetriebenen Gesteinsbohrer z.B. an Baudenkmalern, kann man Markierungspunkte auch vorsichtig mit einer (jährlich erneuern!) Lackfarbe anbringen.

Besonders Bausteine – stark dem sauren Regen ausgesetzt – im städtischen Bereich sollten besonders dann, wenn Reinigungsprogramme durchgeführt werden, in ein Dauerflächenprogramm aufgenommen werden. Moos- oder flechtendominierte Standorte in Trockenrasen kann man in ähnlicher Weise aufnehmen.

4.4 Dauerflächen in Gewässern

Aus den Arbeiten an Gewässern kann man entnehmen, daß in der Regel Moose und Flechten dominant nur in relativ flachen, fließenden Gewässern vorkommen, wie sauerstoffreiche Oberläufe mit kaskadenartiger Wasserführung. Hier kann man bei niedrigem Wasserstand z.B. im Spätherbst-

Frühwinter Basislinientransekte anlegen, dessen Endpunkte auf beiden Flußufern liegen und dessen Fixpunkte mit Bohrungen im Gestein bzw. massiven Stangen im Sediment markiert werden. Von diesen Fixpunkten können dann 20 x 20 cm Quadrate nach einem bestimmten Muster als Dauerflächen dienen (Abb. 3).

4.5 Dauerflächen in Mooren

Einige für dieses Kapitel wichtige Informationen sind schon in PFADENHAUER et al. (1986) enthalten. Auch kann man ein ähnliches Dauerquadrat-Design vorschlagen (Abb. 4). Dabei kann die Transektform lückig oder durchgehend gewählt werden. Wegen der Ausrichtung auf Kryptogamen sind Kleinflächen von 20 x 20 cm zu empfehlen. Wichtig ist, daß man in den Übergangsbereichen von Bult zu Schlenke („Bultfuß“) Unterflächen von 1 cm² aufnehmen kann, da hier der Artenreichtum sehr kleiner Arten (z.B. Cephalozia, Kurzia) besonders hoch sein kann.

5. Aufnahmeverfahren

Soweit die Kryptogamendauerflächen in Wäldern, waldfreien Trockenrasen oder Mooren liegen, lassen sie sich an die Grundaufnahme von geplanten Netzen anschließen. Dagegen sind Gesteins- und Gewässerstandorte separat zu planen. Am Anfang wird eine Bearbeitung mit Schätzung des Deckungsgrades stehen, wobei bei Kryptogamenflächen wegen der besseren optischen Erfassungsmöglichkeit die Skala von LONDO (1976) angebracht ist. Soll die von PFADENHAUER et al. (1986)

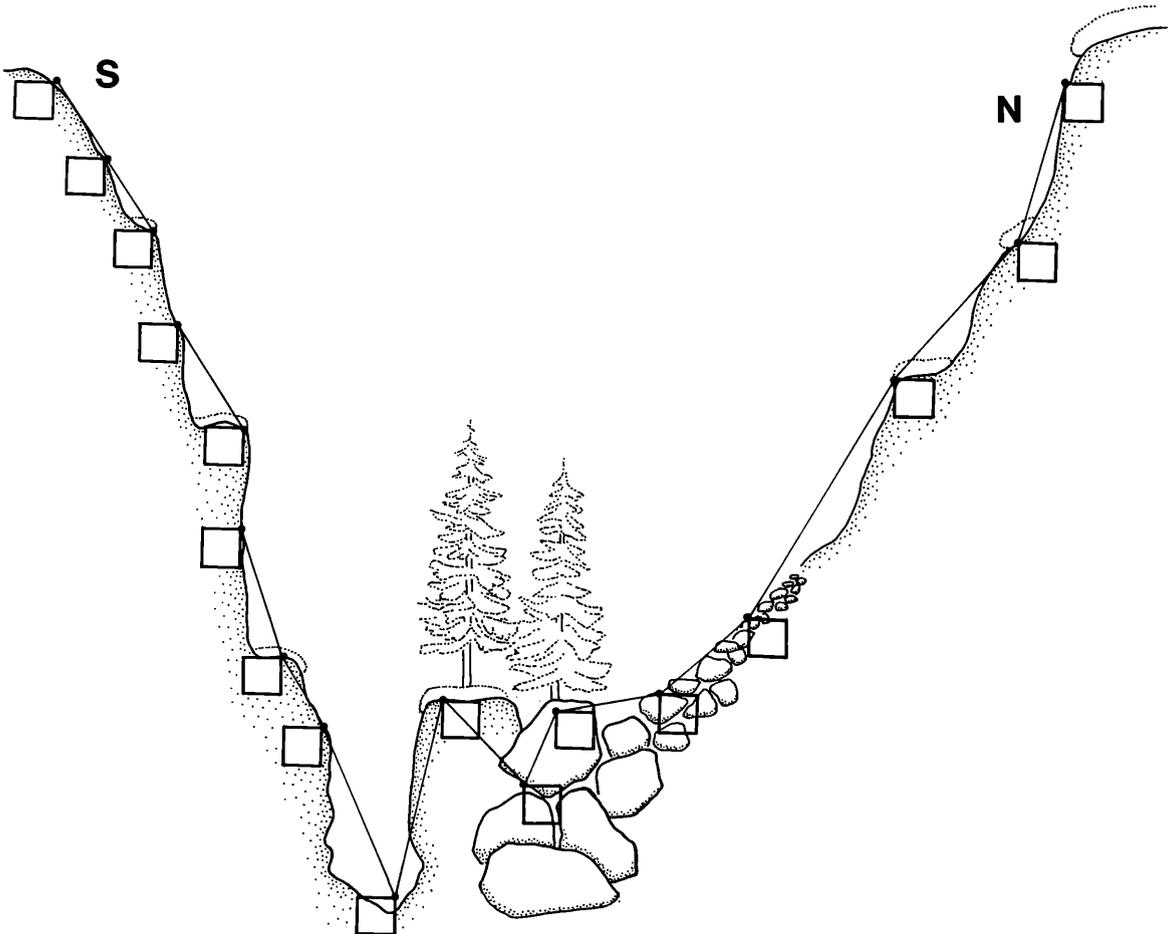


Abbildung 2

Dauerflächendesign an Gesteinsstandorten

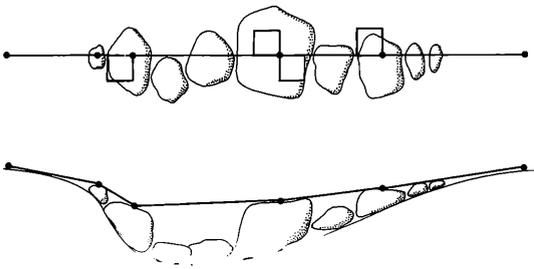


Abbildung 3

Dauerflächendesign an Gewässern

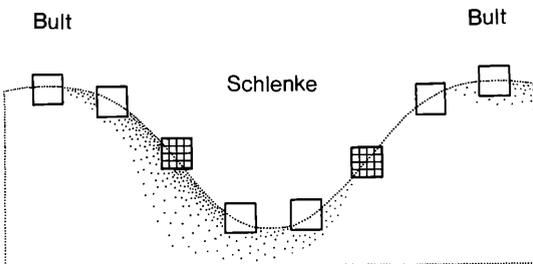
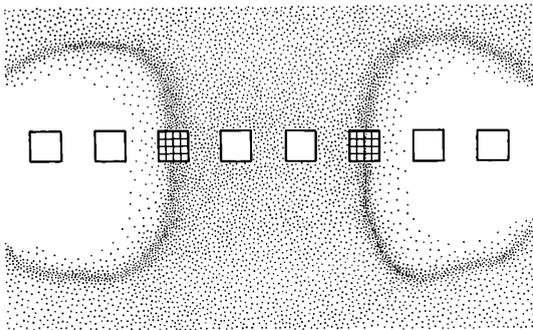


Abbildung 4

**Dauerflächendesign an Moorstandorten
(Beispiel Bult-Schlenken-Komplex)**

vorgeschlagene Skala benutzt werden, so ist darauf zu achten, daß der Deckungsbereich der Stufe 5 (75-100 %) in zwei Stufen (5a: 75-90 %, 5b: 90-100 %) aufgeteilt wird. Die Differenzierung der Stufe ist deshalb notwendig, um Dominanzverhältnisse besser darstellen zu können. Gerade in Kryptogamenbeständen ist die Feststellung des Vorherrschens einer Art ein wichtiges Merkmal. Bei Wiederholungsaufnahmen und zur Absicherung möglicher Schätzungsfehler besteht mit der planimetrischen Bestimmung der exakten Deckung (MUHLE, 1978) die Möglichkeit einer Korrektur. Sehr hilfreich sind Standardprojektionen von Moosen bzw. Flechten in denen die wichtigsten Schätzintervalle abgebildet sind (LOCK et al., 1980). Aufwendigere Verfahren sind Punktmethoden, für die sich die Folienmethoden in eng begrenzten Studien durchgesetzt haben. Diese sind jedoch zu aufwendig, um allgemein anwendbar zu sein (MUHLE, 1978). Bei Detailstudien sollte man an die Anwendung spezieller Aufnahmerahmen denken (FISCHER, 1987), die ein genaues Einmessen von Kleinpopulationen oder Individuen in den Kleinflächen gestatten. Diese Version ließe sich auch mit EDV-gestützten Aufnahmerahmen (MACK et al., 1979) und Speicherung in tragbarem PC wesentlich erleichtern.

Wichtig scheint uns bei der Grundaufnahme eine gründliche photographische Dokumentation zu sein (WELLS, 1971), die Grundlagen der Lichenome-

trie (LOCK et al., 1980) mit einschließt. Besonders ist auf die Arbeiten zur Wachstumsanalyse zu verweisen (ALPIN et al., 1979; ARMSTRONG, 1973, 1975; HALE, 1970; PHILLIPS, 1963; FARRAR, 1974; FISCHER et al., 1978; HILL, 1981, 1984).

Auch der Versuch des Einsatzes von infrarotsensiblen Filmen wäre zu überprüfen (FRITZ, 1967), was wohl nur bei Flechtengesellschaften möglich ist, die man wie z.B. bei Flechten auf „kleinen“ Felsteilen transportieren kann (KÖHLE et al., 1973), um sie im Labor kontrolliert unter Kunstlicht aufzunehmen (KAUPPI et al., 1978). Mit eingeschlossen werden sollten hemisphärische Photos, da diese helfen können, das Strahlungsklima an den Moosstandorten zu charakterisieren (MADGWICK et al. 1969; PROCTOR, 1980).

6. Hinweise zum Betrieb von Dauerquadraten mit Kryptogamen

Die Lage der Kryptogamenflächen wird, soweit verfügbar, in Flurkarten bzw. Luftbildern eingetragen, zumindest aber in Topographische Karten 1:25 000 mit Angabe der Koordinaten. Falls keine großmaßstabigen Karten verfügbar sind, wird eine Geländeskizze angefertigt, die in weiterem Zuge der Untersuchungen durch Einmessen exakt weitergeführt werden kann. Die Basislinie selbst wird jedoch schon bei der Grundaufnahme eingemessen und die Flächen permanent markiert, z.B. bei Lebend- und Totholz mit Aluminiumnägeln, deren eine Ecke der Quadrate die Aluminiumplakette mit tief eingravierter Nummer trägt. Die Felsflächen werden mit einem batteriebetriebenen Schlagbohrer in den Ecken markiert, wobei in einer Ecke eine fest verübelt Aluminiumplakette angebracht wird. Die Aufnahme der Quadrate wird mit Hilfe von Aluminiumrahmen gemacht, die als 1 cm²-Netz eine feine Bespannung aus 0,5 mm Nylonfaden besitzen. Derselbe Rahmen kann auch mit einem Photoaufsatz zur Dokumentation genutzt werden. Bei der Aufnahme von Lebend- und Totholz ist das Rahmenmaterial oben und unten so zu wählen, daß es sich leicht an die Krümmung der Baumoberfläche anpassen läßt. Die Anlage der Erhebungsblätter ist weitgehend vor Beginn der Außenarbeiten zu gestalten und die Möglichkeiten der Fortschreibung sofort mit einzuplanen.

7. Zusammenfassung

Ein Teil der Kryptogamendauerflächen lassen sich in ein Netz geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen integrieren. Ziele der Untersuchungen sind, Grundlagen der natürlichen Kryptogamensukzession zu finden. Es sollen aber auch im Zuge eines Umweltmonitorings Entwicklungen beschrieben und vorhersagbar gemacht werden. Besonders hoch ist die Rolle der Moose und Flechten als passive Zeigerorganismen, obwohl das aktive Monitoring mit regelmäßiger Materialentnahme nicht vorrangig mit Dauerflächen zu realisieren ist, aber wohl bei der Auslegung der Feldarbeiten mit berücksichtigt werden kann. Anlage und Aufnahme von Gesteins-, Wassermoos- und Moorstandorten wird man getrennt von den Walddauerflächen planen. Die Kleinquadrate sollten möglichst immer eine Größe von 20 x 20 cm haben, können aber je nach Substrat in abgewandelter Form lokalen Gegebenheiten angepaßt werden. Die Aufnahmeverfahren sind einfach zu gestalten und sollen trotz wechsell-

der Bearbeiter reproduzierbar sein. Es wird eine Deckungsgradschätzung nach LONDO (1976) vorgeschlagen die gelegentlich mit planimetrischen Verfahren überprüft wird. Quantitative Ansätze sollen möglich sein und detailliertere Untersuchungen in Teilbereichen zulassen.

Summary

A concept for the establishment of a net of permanent plots in cryptogamic vegetation is proposed. The aim of this establishment shall be not only the observation of the long-term dynamic of cryptogamic associations but also the documentation of progressive succession by change of utilization, of changes by regional inputs and of the actions of biological management by engineers. For an overregional net permanent plots only make sense on living wood, but not on other typical habitats for cryptogams like decaying wood, flowing water (brooks etc.) or mires, because these are only regionally dispersed.

The arrangement of permanent plots is to be within reach in a short time and also needs to use simple means. Therefore a concept for growth forms is presented, too (for bryophytes after GIMINGHAM et al., 1950, for lichens after MATTICK, 1951, and BARKMAN, 1959). Some methods for marking the plots, for their size and for their design on the different habitats are proposed. Unbroken transects on living wood with different designs are preferred, on decaying wood and in mires also. For rocks and in waters broken transects are proposed. In mire habitats transects can be broken or unbroken. If possible, the size of one subplot should be in all cases 400 cm² („Kleinquadratmethode“). For determining the cover, the scale of LONDO (1976) is proposed. An additional photographic documentation is very helpful. Other methods but with a higher expense of time include the point quadrat method, the counting of shoots and other methods.

(Key words: permanent plots, cryptogams, lichens, bryophytes)

Literaturverzeichnis

- APLIN, P. S. & D. J. HILL (1979):
Growth analysis of circular lichen thalli. – J. theor. Biol. 78: 347-363.
- ARNDT, U., NOBEL, W. & B. SCHWEIZER (1987):
Bioindikatoren; Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Stuttgart: Ulmer, 388 S.
- ARMSTRONG, R. A. (1973):
Seasonal growth and growth rate – colony size relationships in six species of saxicolous lichens. – New Phytologist 72: 1023-1030.
- (1975):
The influence of aspect on the pattern of seasonal growth in the lichen *Parmelia glabratula* ssp. *fuliginosa* (FR. ex DUBY) LAUND. – New Phytologist 75: 245-251.
- BARKMAN, J. J. (1959):
Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen: van Gorcum, 628 S.
- BEDENEAU, M. (1982):
Evolution de la flore lichénique dans un massif forestier soumis à pollution. – Cryptogamie, Bryol. Lichénol. 3: 249-263. 1982
- BERNER, L. (1973):
Combien faut-il de temps aux lichens et aux mousses corticoles pour peupler une surface neuve; – Rev. Bryol. Lichénol. Nouv. Ser. 39: 473-477.
- BIRSE, E. M. (1968):
Ecological studies on growth-form in bryophytes. – Journ. Ecol. 46: 29-42.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928):
Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationskunde. Berlin: Springer 330 S.
- (1964):
Pflanzensoziologie; 3 rd. Ed., Berlin: Springer, 865 pp.
- BROSSARD, T., DERUELLE, S., NIMIS, P. L. & P. PETIT (1984):
An interdisciplinary approach to vegetation mapping on lichen-dominated systems in high-arctic environment. Ny Alesund (Svalbard). – Phytocoenologia 12: 433-453.
- BURKHARDT, E., MUHLE, H. & S. WINKLER (1983):
Zum Indikatorwert von submersen Wassermoosen in Iller und Oberer Donau. – Verhandl. der Ges. für Ökologie (Mainz 1981) 10: 441-449.
- CANFIELD, R. (1941):
Application of the line interception method in sampling range vegetation. – Journal Forestry 39: 388-394.
- CLYMO, R. S. (1980):
Preliminary survey of the peat-bog Hummel Knowe Moss using various numerical methods. – Vegetatio 42: 129-148.
- COESEL, P. F. M., KWAKKESTEIN, R. & A. VERSCHOOR (1978):
Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. – Hydrobiologia 61: 21-31.
- CORNELISSEN J. H. C., & G. J. KARSSE MEIJER (1987):
Bryophyte vegetation on spruce stumps in the Hautes-Fagnes, Belgium with special reference to wood decay. – Phytocoenologia 15: 485-504.
- COTTAM, G. & J. T. CURTIS (1949):
A method for making surveys of woodlands by modus of pairs of randomly selected trees. – Ecology 30: 101-104.
- DANIELS, F. J. A. (1982):
Vegetation of the Angmegssalik District Iv. Medd. Groenland Bio-Sci. 10: 1-78.

- (1983):
Lichen communities on stumps of *Pinus sylvestris* L. in the Netherlands. – *Phytocoenologia* 11(3): 431-444.
- DENISE-LALANDE, C. & J. TOUFFET (1987):
Ecologie de quelques groupements Bryophytique des bords des eaux dans la région de Rennes (Bretagne). – *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.* 8: 251-261.
- DIERSSEN, B. & K. DIERSSEN (1984):
Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 39: 1-512.
- DOBLEN, H. F. van (1983):
Changes in the epiphytic lichen flora and vegetation in the surroundings of 's-Hertogenbosch (The Netherlands) since 1900. – *Nova Hedwigia* 47: 691-719.
- DUNCAN, D. & P. J. DALTON (1982):
Recolonization by bryophytes following fire. *J. Bryol.* 12: 53-63.
- DU RIETZ, E. (1930):
Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. S. 293-480, in: E. ABDERHALDEN, *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden* Abt. 9, Teil 5: Berlin: Urban, S. 293-480.
- (1932):
Zur Vegetationsökologie der ostschwedischen Küstengebüsch. – *Beih. Bot. Centralbl. Ergänzungsband* 49: 61-112.
- DURING, H. J. & B. F. van TOOREN (1987):
Recent development in bryophyte population Ecology. – *Trends in Ecology and Evolution* 2: 89-93.
- EMPAIN, A. (1973):
La végétation Bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre Belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. – *Lejeunia N. S.* 69: 1-58.
- FARRAR, J. F. (1974):
A method for investigating lichen growth rates and succession. *Lichenologist* 6: 151-155.
- FISCHER, A. (1982):
Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. – *Dissertationes Botanicae* 110: 1-234.
- FISCHER, P. J. & M. C. F. PROCTOR (1978):
Observations on a seasons growth in *Parmelia caperata* and *P. sulcata* in South Devon. – *Lichenologist* 10: 81-89.
- FRAHM, J.-R. (1974):
Wassermoose als Indikatoren für die Gewässerverschmutzung am Beispiel des Niederrheins. – *Gewässer und Abwässer* 53/54: 91-106.
- FREY, E. (1959):
Die Flechtenflora und -vegetation des Nationalparks im Unterengadin. II. Teil: Die Entwicklung der Flechtenvegetation auf photogrammetrisch kontrollierten Dauerflächen. – *Ergeb. wiss. Unters. Schweiz. Nat.-Parks* 6 (N.F.): 241-319.
- FRITZ, N. L. (1967):
Optimum methods for using infrared sensitive color films. *Photogrammetric Engineering* 35: 1128-1138.
- GIMINGHAM, G. H. & E. T. Robertson (1950):
Preliminary investigations on the structure of bryophyte communities. – *Trans. brit. bryol. soc.* 1: 330-344.
- GREIG-SMITH, P. (1983):
Quantitative plant ecology. 3. Auflage, Berkeley: Univ. of Calif. Press, 359 S.
- HALE, M. E. (1952):
Vertical distribution of Cryptogams in a virgin forest in Wisconsin. – *Ecology* 33: 398-406.
- (1955):
Phytosociology of corticolous Cryptogams in the upland forests of southern Wisconsin. – *Ecology* 36: 45-63.
- (1970):
Single-lobe growth rat patterns in the lichen *Parmelia caperata*. – *Bryologist* 73: 72-81.
- HALFMANN, J. (1987):
Der Assoziierungsbindungskoeffizient von Arten als Ausdruck für deren ökologische Verbreitung am Beispiel von epilithischen Bryophytengesellschaften am Schafstein (Rhön, Hessen). – *Nova Hedwigia* 45: 83-100.
- HATTAWAY, R. A. (1980):
The calciphilous bryophytes of three limestone sinks in Eastern Tennessee. – *Bryologist* 83: 161-169.
- HAWKSWORTH, D. L. & A. O. CHATER (1979):
Dynamism and equilibrium in a saxicolous lichen mosaic. – *Lichenologist* 11: 75-80.
- HEINRICH, W. & R. MARSTALLER (1980):
Sukzessionsforschung im Naturschutzgebiet „Leutraal“ bei Jena (Thüringen). – *Phytocoenologia* 7: 195-207.
- HILL, D. J. (1981):
The growth of lichens with special reference to the modelling of circular thalli. – *Lichenologist* 13: 265-287.
- (1984):
Studies on the growth of lichen I: Lobe formation and the maintenance of circularity in crustose species. – *Lichenologist* 16: 273-278.
- HOFFMANN, R., NOWAK, R. & S. WINKLER (1974):
Substrate dependance of calcareous and silicate rock inhabiting lichens of the Island Ciovo, Yugoslavia. – *Journ. Hattori Bot. Lab.* 38: 313-325.
- HOFMAN, G. R. & R. G. KAZMIESKI (1969):
An ecologic study of epiphytic bryophytes and lichens on *Pseudotsuga menziesii* on the Olympic Peninsula, Washington, I. A description of the vegetation. – *Bryologist* 72: 1-19.
- HOOKER, T. N. (1980):
Lobe growth and marginal zonation in crustose lichens. *Lichenologist* 12: 313-323.
- HOOKER T. N. & O. H. BROWN (1977):
A photographic method for accurately measuring the growth of crustose and foliose saxicolous lichens. *Lichenologist* 9: 65-75.
- HUECK, K. (1928):
Die Vegetations- und Oberflächengestaltung der Oberharzer Hochmoore. – *Beitr. Naturdenkmalspfl.* 12: 152-211.
- HURKA, H. & S. WINKLER (1973):
Statistische Analyse der rindenbewohnenden Flechtenvegetation einer Allee Tübingens. – *Flora* 162: 61-80.
- ILSCHER, G. (1960):
Die Pflanzengesellschaften des Wurzacher Riedes – Zur Systematik, Ökologie und Kenntnis des Vegetationsgefüges von Moorgesellschaften. *Dissertation der Eberhard-Karls-Universität Tübingen*, 206 S.
- JAHN, G. (1980):
Die natürliche Wiederbesiedlung von Waldbrandflächen in der Lüneburger Heide mit Moosen und Gefäßpflanzen. – *Forstwiss. Centralblatt* 99: 297-324.
- JOHNSON, E. A. (1981):
Vegetation organization and dynamics of lichen woodland communities in the Northwest Territories. – *Canada. Ecology* 62: 200-215.
- JACKSON, T. A. (1971):
A study of the ecology of pioneer lichens, mosses and algae on recent Hawaiian lava flows. – *Pacific Science* 25: 22-32.
- JEGLUM, J. K. (1975):
Vegetation-habitat changes caused by damming a peatland drainageway in Northern Ontario. – *Can. Field-Naturalist* 89: 400-412.

- JENSEN, U. (1987):
Die Moore des Hochharzes. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 15: 1-91.
- JENSEN, U., EVERTZ, K. & M. KRONER (1979):
Die Mikrovegetation der Oberharzer Moore. – *Phytocoenologia* 6: 134-151.
- KAMBACH, H. H. & O. WILMANN (1969):
Moose als Strukturelemente von Quellfluren und Flachmooren am Feldberg im Schwarzwald. – Veröff. Landesst. f. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 62-80.
- KAULE, G. (1973):
Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege 3: 1-70.
- KAULE, G. & J. PFADENHAUER (1973):
Vegetation und Ökologie eines Hochmoor-randbereichs im Naturschutzgebiet Eggstätt-Hemhofer Seenplatte. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 44: 201-210.
- KAUPPI, M. & A. KAUPPI (1978):
Infrared color photography for the examination of lichens used in pollution damage experiments. – *J. Biol. Photographic Association* 46: 105-107.
- KERSHAW, K. A. (1964):
Preliminary observations on the distribution and ecology of epiphytic lichens in Wales. – *Lichenologist* 2: 263-276.
- KIRSCHBAUM, U. (1972)
Kartierung des natürlichen Flechtenvorkommens. In: 4. Arbeitsbericht der lufthygienisch-meteorologischen Modelluntersuchung in der Region Untermain. – Regionale Planungsgemeinschaft Untermain. Frankfurt am Main, S. 76-80.
- KLEIN, R. M. & BLISS (1984):
Decline in surface coverage by mosses on Camels Hump Mountain, Vermont: Possible relationship to acidic deposition. – *Bryologist* 87: 128-131.
- KÖHLE, U. & S. WINKLER (1973):
Produktion und Konkurrenzverhältnisse der Flechten am Märchensee bei Tübingen. – *Beitr. Biol. Pflanzen* 49: 251-271.
- KOHLER, A. C. (1978):
Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – *Landschaft und Stadt* 10: 23-85.
- KOHLER, A. C. (1988):
Veränderungen in der Vegetation süddeutscher Fließgewässer seit Anfang der 70er Jahre; Hrsg.: A. KOHLER & H. RAHMANN, Hohenheimer Arbeiten, Gefährdung und Schutz von Gewässern, S. 143-147, Ulmer Verlag Stuttgart.
- KÜHNER, E. (1971):
Soziologische und ökologische Untersuchungen an Moosen mecklenburgischer Ackerböden. – *Feddes Repertorium* 82: 449-560.
- KUNZE, M. (1972):
Emittentenbezogene Flechtenkartierung auf Grund von Frequenzuntersuchungen. – *Oecologia* 9: 123-133.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ
BADEN-WÜRTTEMBERG (1986):
Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg.
Jahresbericht 1985. Karlsruhe: LFU Bad.-Württ. 281 S.
- LAWREY, J. D. (1988):
Lichen evidence for changes in atmospheric pollution in Shenandoah National Park, Virginia. – *Bryologist* 91: 21-23.
- LEIBUNDGUT, D. (1959):
Über den Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. – *Schweiz. Zeitschr. für Forstwesen* 110: 111-124.
- (1982):
Europäische Urwälder der Bergstufe dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Bern: Haupt 307 S.
- LOCK, W. W., ANDREWS, J. T. & P. J. WEBBER (1980):
A manual for lichenometry. – British Geomorphological Research Group, Technical Bulletin 26: 1-45, 1980.
- LONDO, G. (1976):
The decimal scale for releves of permanent quadrats. – *Vegetatio* 33: 61-64.
- LÜDI, W. (1940):
Die Veränderungen von Dauerflächen in der Vegetation des Alpengartens Schinigeplatte. – *Ber. Geobot. Forsch. Inst. Rübel* 1939: 93-148.
- LYE, K. A. (1967):
Studies in the growth and development of oceanic Bryophyte communities. – *Sv. Bot. Tidskr.* 61(2): 297-310.
- MACK, R. N. & D. A. TYKE (1979):
Mapping individual plants with a fieldportable digitizer. *Ecology* 60: 459-461.
- MADGWICH, H. A. & G. L. BLUMFIELD (1969):
The use of hemispherical photography to assess light climate in the forest. – *J. Ecol.* 57: 537-542.
- MALMER, N. (1962):
Studies on mire vegetation in the Archaean area of Southwestern Götaland (South Sweden). *Op. bot. Soc. bot. Lund* 7: 1-322 (siehe S. 48-49).
- MARSTALLER, R. (1987):
Die Moosgesellschaften der Klasse Platyhypnidio-Fontinalieta antipyrethicae Philippi 1956. – *Phytocoenologia* 15: 85-138.
- MATTICK, F. (1951):
Wuchs- und Lebensformen, Bestand- und Gesellschaftsbildung der Flechten. – *Englers Bot. Jahrb.* 75: 378-423.
- MCCARTHY, P. M. (1983):
The composition of some calcicolous lichen communities in the Burren, Western Ireland. – *Lichenologist* 15: 231-248.
- MCCUNE, B. & J. A. ANTOS (1982):
Epiphyte communities of the Swan Valley, Montana. *Bryologist* 85: 1-21.
- MIRZA, R. A. & D. W. SHIMWELL (1977):
Preliminary investigation into the colonization of alkaline industrial waste by Bryophytes. – *J. Bryol.* 9: 565-572.
- (1982):
Europäische Urwälder der Bergstufe dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Bern: Haupt 307 S.
- LOCK, W. W., ANDREWS, J. T. & P. J. WEBBER (1980):
A manual for lichenometry. – British Geomorphological Research Group, Technical Bulletin 26: 1-45, 1980.
- LONDO, G. (1976):
The decimal scale for releves of permanent quadrats. – *Vegetatio* 33: 61-64.
- LÜDI, W. (1940):
Die Veränderungen von Dauerflächen in der Vegetation des Alpengartens Schinigeplatte. – *Ber. Geobot. Forsch. Inst. Rübel* 1939: 93-148.
- LYE, K. A. (1967):
Studies in the growth and development of oceanic Bryophyte communities. – *Sv. Bot. Tidskr.* 61(2): 297-310.
- MORAVEC, J. (1973):
The determination of the minimal area of Phytocoenoses. – *Folia Geobotanica Phytotaxonomica. Praha* 8: 23-47.

- MÜLLER, J. (1981):
Experimentell-ökologische Untersuchungen zum Flechtenvorkommen auf Bäumen an naturnahen Standorten. – Hochschulsammlung Naturwissenschaft, Biologie 14: 1-322.
- MÜLLER, Karl (1938):
Über einige bemerkenswerte Moosassoziationen am Feldberg. *Annales Bryologici* 11: 94-105.
- MÜLLER, Klaus (1965):
Zur Flora und Vegetation der Hochmoore, Marschen und Wälder Nordwestdeutschlands. – *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein* 36: 30-77.
- MÜLLER-DOMBOIS, P. & H. ELLENBERG (1974):
Aims and methods of Vegetation Ecology. New York: Wiley, 547 S.
- MUHLE, H. (1977):
Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 19/20: 47-62.
- (1978):
Probleme der Datenerhebung und Auswertung von Dauerprobeflächen von Kryptogamensynusien. *Phytocoenosis* 7: 213-225.
- MUHLE, H. & F. LEBLANC (1975):
Bryophyte and lichen succession on decaying logs. I. Analysis along an evaporational gradient in Eastern Canada. – *Journ. Hattori Bot. Lab.* 39: 1-33.
- NAGANO, I. (1969):
Comparative studies of the moss vegetations developing on the limestone, chert, and other rocks lying adjacent to each other in the Chichibu Mountain area, Central Japan. – *Journ. Hattori Bot. Lab.* 32: 155-203.
- NOBLE, M. G., LAWRENCE, D. B. & G. P. STREVELER (1984):
Sphagnum invasion beneath an evergreen forest canopy in Southeastern Alaska. – *Bryologist* 87: 119-127.
- NORDHAGEN, R. (1927):
Die Vegetation und Flora des Sylenegebietes. – *Skrift. Norske Vidensk. – Akad. Oslo* 1: 612 S.
- ÖVSTEDAL, D. O. (1980):
Lichen communities on *Alnus incana* in North Norway. *Lichenologist* 12: 189-197.
- ORLOCI, L. & N. C. KENKEL (1985):
Introduction to data analysis with examples from population and community ecology. Fairland: Intern. Coop. Pub. House, 340 pp.
- ORWIN, J. (1970):
Lichen succession on recently deposited rock surfaces. – *New Zealand Journal of Botany* 8 (4): 452-477.
- PAKARINEN, P. & R. RUUHJÄRVI (1978):
Ordination of northern finish peatland vegetation with factor analysis and reciprocal averaging. – *Ann. Bot. Fennici* 15: 147-157.
- PALMER, W. M. (1986):
Pattern in corticolous bryophyte communities of the North Carolina Piedmont: Do mosses see the forest or the trees? – *Bryologist* 89: 59-65.
- PATON, J. A. (1956):
Bryophyte succession on the Wealdon Sandstone rocks. – *Trans. Brit. Bryol. Soc.* 3 (1): 103-114.
- PENTECOST, A. (1977):
A comparison of the lichens of two mountain streams in Gwynedd. – *Lichenologist* 9: 107-111.
- (1980):
The lichens and Bryophytes of Rhyolite and Punice-Tuff Rock outcrops in Snowdonia, and some factors affecting their distribution. – *J. Ecol.* 68: 251-267.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & R. BUCHWALD (1986):
Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern – Teil I. Methodik der Anlage und Aufnahme. *Ber. ANL* 10: 41-60.
- PHILIPPI, G. (1961):
Die Wassermoosflora am Hochrhein zwischen Rehingen und Waldshut. – *Veröff. Landesanst. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. Ludwigsburg* 27/28: 168-177.
- PHILLIPS, H. C. (1963):
Growth rate of *Parmelia isidiosa* (MÜLL. ARG.) HALE. – *J. Tenn. Acad. Science* 38: 95-96.
- POSCHLOD, P. (1989):
Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortökologischer und populationsbiologischer Faktoren. *Diss. TU München-Weihenstephan*.
- PROCTOR, M. C. F. (1980):
Estimates from hemispherical photographs of the radiation climates of some bryophyte habitats in the British Isles. – *J. Bryol.* 11: 351-366.
- RAUNKIAER, C. (1913):
Formationsstatistische undersøgelser paa Skagens Odde. – *Bot. Tidskr.* 33: 197-228.
- (1918):
Recherches statistique sur les formation végétales. – *K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Medd.* 1: 1-80.
- RUNGE, A. (1975):
Pilzsukzession auf Laubholzstümpfen. – *Zeitschr. f. Pilzkunde* 41: 31-38.
- RUNKLE, J. R. (1985):
Disturbance regimes in temperate forests. In: PIK-KETT, S. T. A. & P. S. WHITE (Eds.) – *The Ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York: Academic Press, 17-33.
- RUSHFORTH, S. R., CLAIR, L. L. ST., BROTHERTON, J. D. & G. T. NEBEKER (1982):
Lichen community structure in Zion National Park. – *Bryologist* 85: 185-192.
- RUUHJÄRVI, R. (1960):
Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. – *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 31: 1-360.
- RYAN, B. D. (1988):
Zonation of lichens on a rocky seashore on Fidalgo Island, Washington. – *Bryologist* 91: 167-180.
- SANTESSON, R. (1938):
Über die Zonationsverhältnisse der lakustren Flechten einiger Seen im Anebodagebiet. *Meddelanden fran Lunds Universitets Limnologiska Institution* No 1: 70 S.
- SCHERRER, M. (1978):
Wassermoose in den Fließgewässern um Ulm. *Staatsexamensarbeit* 46 S. Univ. Ulm, Spezielle Botanik.
- SCHMEIDL, H. (1977):
Veränderung der Vegetation auf Dauerflächen eines präalpinen Hochmoores. – *Telma* 7: 65-76.
- SCHUHWERK, F. (1986):
Kryptogamengemeinschaften in Waldassoziationen – ein methodischer Vorschlag zur Synthese. – *Phytocoenologia* 14: 79-108.
- SCOTT, G. A. M. (1971):
Some problems in the quantitative ecology of bryophytes. – *New Zealand Journal of Botany* 9: 744-749.
- SEIDEL, D. (1976):
Quantitativ-analytische Untersuchungen der Moosvegetation in Fichtenwäldern des Schönbuchs und der Schwäbischen Alb. – *Flora* 165: 139-162.
- SHOWMAN, R. E. (1981):
Lichen recolonization following air quality improvement. – *The Bryologist* 84: 492-497.

- SCHUGART, H. H. (1984):
A theory of forest dynamics – the ecological implications of forest succession models. New York: Springer, 278 S.
- SJÖGREN, E. (1972):
Bryophytes as indicators of environmental factors in deciduous forests in Western Europe. Colloque „Problèmes modernes de la Bryologie“ (Lille, 15.-17. décembre 1972): 1-13.
- SLACK, N. G. (1977):
Species diversity and community structure in bryophytes. – New York State Studies, Bulletin 428, New York State Museum, Albany N. Y.
- SLACK, N. G. (1984):
A new look at bryophyte community analysis: Field and statistical methods. – Journal of the Hattori Botanical Laboratory 55: 113-132.
- SLACK, N. G. & J. M. GLIME (1985):
Niche relationships of mountain stream bryophytes. Bryologist 88: 7-18.
- SMITH, C. W. (1981):
Bryophytes and lichens of the Puhimau Geothermal area, Hawaii Volcanoes National Park. The Bryologist 84: 457-466.
- SOUTHORN, A. L. D. (1976):
Bryophyte recolonization of burnt ground with particular reference to *Funaria hygrometrica*. I. Factors affecting the pattern of recolonization. – J. Bryol. 9: 63-80.
- STRINGER, P. W. & M. H. L. STRINGER (1974):
A quantitative study of corticolous bryophytes in the vicinity of Winnipeg, Manitoba. – Bryologist 77: 551-560.
- STUDLAR, S. M. (1982):
Succession of epiphytic bryophytes near Mountain Lake, Virginia. – Bryologist 85: 51-63.
- STÜSSI, B. (1970):
Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weiderrasen auf Alp la Schera im Schweizer Nationalpark. – *Ergebn. Wiss. Untersuch. Schweiz. Nationalpark* 13 (61): 1-385.
- TANSLEY, A. G. & T. F. CHIPP (1926):
Aims and methods in the study of vegetation. London: Brit. Empire Vegetation Committee. 383 S.
- TEWARI, M., UPRETI, N., PANDEY, P. & S. P. SINGH (1985):
Epiphytic succession on tree trunks in a mixed oak-cedar forest, Kumaun Himalaya. – *Vegetatio* 63: 105-112.
- TOOREN, B. F. van & H. J. DURING (1988):
Early succession of bryophyte communities on Dutch forest earth banks. – *Lindbergia* 14: 40-46.
- TRYNOSKI ST. E. & J. M. GLIME (1982):
Direction and height of bryophytes on four species of northern trees. – Bryologist 85: 281-300.
- ULLMANN, H. (1971):
Hochmoor-Luftbilder mit Hilfe eines Kunststoffballons. – *Österr. Bot. Z.* 119: 549-556.
- VITT, D. H. & N. G. SLACK (1974):
An analysis of the vegetation of Sphagnum-dominated kettle-hole bogs in relation to environmental gradients. – *Can. J. Bot.* 53: 332-359.
- WALDHEIM, S. (1944):
Kleinmoosgesellschaften und Bodenverhältnisse in Schonen. – *Bot. Notiser, Suppl.* 1: 1-203.
- WATSON, E. V. (1960):
Further observation on the Bryophyte Flora of the Isle of May. II. Rate of succession in selected communities involving Bryophytes. *Trans. Proc. Bot. Soc., Edinburgh* 39 (1): 85-106.
- WATSON, M. A. (1980):
Patterns of habitat occupation in mosses – relevance to consideration of the niche. – *Bulletin Torrey Botanical Club* 107: 346-372.
- WELLS, K. F. (1971):
Measuring vegetation changes on fixed quadrats by vertical ground stereophotography. – *Jorn. of Range Management* 24: 233-236.
- WILMANN, O. (1970):
Kryptogamengesellschaften oder Kryptogamensynusien? *Ber. Sympos. Intern. Ver. Vegetationskd.* 1966: 1-6.
- WILL-WOLF, S. (1980):
Structure of corticolous lichen communities before and after exposure to emissions from a “clean“ coal-fired generating station. – *Bryologist* 83: 281-295.
- WINKLER, S. & F. ZOLLER (1978):
Beziehungen zwischen Waldalter und Wasserspeicherkapazität der Moosdecke an einigen Beispielen des Schönbuschs und der Schwäbischen Alb. – *Nova Hedwigia* 19: 1043-1063.
- DE WIT, T. (1982):
Permanent plots, cryptogamic plant species and air-pollution. In: (Eds.: STREUBING, L. & M. J. JÄGER) *Monitoring of air pollutants by plants*. The Hague: Dr. W. Junk, S. 53-58.
- WIRTH, V. & B. BRINCKMANN (1977):
Statistical analysis of the lichen vegetation of an avenue in Freiburg (Soputh West Germany), with regard to injurious anthropogenous influences. – *Oecologia (Berl.)* 28: 87-101.
- WOIKE, S. (1952):
Pflanzensoziologische Studien in der Hildener Heide. – *Niederbergische Beiträge (Quellen und Forschungen zur Heimatkunde Niederbergs) Sonderreihe Band 2*: 142 S.
- YARRANTON, G. A. (1966):
A plotless method of sampling vegetation. – *J. Ecol* 54: 229-237.
- (1967):
A quantitative study of the bryophyte and macrolichen vegetation of the Dartmoor granite. – *Lichenologist* 3: 392-408.
- (1972):
Distribution and succession of epiphytic lichens on Black Spruce near Cochrane, Ontario. – *Bryologist* 75: 462-480.
- YARRANTON, G. A. & W. J. BEASLEIGH (1969):
Towards a mathematical model of limestone pavement vegetation I. – *Can. J. Botany* 46: 1591-1599.
- (1969):
Towards a mathematical model of limestone pavement vegetation II. – *Can. J. Botany* 47: 959-974.
- DE WIT, T. (1976):
Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands. – *Bibliotheca Lichenologica* 5: 1-277.
- ZITTOVA-KURKOVA, J. (1984):
Bryophyte communities of sandstone rocks in Bohemia. *Preslia, Praha* 56: 125-152.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Hermann Muhle
Abt. Spezielle Botanik
(Biol. V) der Universität Ulm (OE)
Postfach 4066
D - 7900 Ulm (Donau)

Peter Poschlod
Institut f. Landeskultur und
Pflanzenökologie der Universität
Hohenheim
Postfach 70 05 62
D - 7000 Stuttgart 70

Die Vegetation der Bahnhöfe im Raum München-Mühldorf-Rosenheim

Anna Mattheis und Annette Otte

Inhaltsverzeichnis	Seite
1. Einleitung	77
2. Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebiets	78
3. Spezielle Standortbedingungen der Bahnhöfe	80
4. Untersuchungs- und Auswertungsmethoden	83
5. Die Flora der Bahnhöfe	84
5.1 Bestandsaufnahme	84
5.2 Für Bahnhöfe charakteristische Arten	85
5.3 Lebensformenspektrum	85
5.4 Spektrum des anatomisch-morphologischen Baus	86
5.5 Die Zeigerwerte der Arten	86
5.6 'Rote-Liste-Arten' der Bahnhöfe	91
6. Die Pflanzengesellschaften der Bahnhöfe	91
6.1 Klasse Sedo-Scleranthetea	91
6.2 Klasse Chenopodietea	94
6.3 Klasse Plantaginetea majoris	98
6.4 Klasse Agrostietea stoloniferae	101
6.5 Klasse Agropyretea intermedii-repentis	102
6.6 Klasse Artemisietea vulgaris	104
6.7 Klasse Molinio-Arrhenatheretea	110
6.8 Ruderale Rubus- und Calamagrostis-Bestände	113
6.9 Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Bahnhöfe	114
7. Verbreitungsmuster von Ruderalpflanzengesellschaften im Bereich der Bahnhöfe	117
7.1 Überblick über die Standortansprüche der vorgefundenen Vegetationseinheiten	117
7.2 Räumliche Vegetationsgliederung (Transektauswertung)	117
7.3 Gesellschaftsmosaik	124
8. Anmerkungen zum Naturschutz	125
9. Zusammenfassung	128
Summary	128
10. Literaturverzeichnis	129
11. Anhang	132
Tabelle 13: Vorkommen der Arten auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes	132-135
Tabelle 14: Verzeichnis der Vegetationsaufnahmen	136-137
Tabellen 15-20: Vegetationsprofile einiger Bahnhöfe	138-140
Tabelle 21: Ergänzung der seltenen Arten der Vegetationstabellen	141-143

1. Einleitung

Die Vegetation der Bahnhöfe wurde vegetationskundlich lange kaum beachtet; zwar erregten die zahlreichen, durch den Gütertransport eingeschleppten Adventivpflanzen der Bahnhöfe schon frühzeitig das Interesse von Floristen (vgl. HOLLER 1883), doch hielt man die Zusammensetzung der Bahnhof flora lange Zeit für zufällig. Die systematische Untersuchung der Bahnhofsv egetation begann erst vor etwa 30 Jahren; umfangreichere Arbeiten zur Vegetation der Bahnhöfe in der BRD wurden seither von ASMUS (Berlin, 1981), BRANDES (Niedersachsen, 1971, 1979, 1983), KNAPP (Hessen, 1961) und KREH (Stuttgart, 1960) veröffentlicht. Im bayerischen Raum wurden zwar verschiedentlich Vegetationsaufnahmen von Bahngelände in umfassendere Arbeiten über Ruderalvegetation einbezogen [z.B. HETZEL & ULLMANN (1981), SPRINGER (1985), OTTE & LUDWIG (1987), MÜLLER (1987)], spezielle Arbeiten zur Bahnhofsv egetation liegen hier bislang nicht vor. Floristische Untersuchungen über bayerische Bahnanlagen sind bisher nur von HOLLER (1883) und MERXMÜLLER (1952) erschienen. Ziel dieser Arbeit ist es daher, Artenbestand und Pflanzen-

gesellschaften einiger Bahnhöfe Bayerns zu erfassen und diese, soweit möglich, mit Flora und Vegetation bereits beschriebener Bahnhöfe zu vergleichen, um Gemeinsamkeiten und regionale Unterschiede in der Bahnhofsv egetation aufzeigen zu können.

Die vorliegende Arbeit gründet auf einer Diplom-Arbeit (MATTHEIS 1988), die am Lehrgebiet Geobotanik (Prof. Dr. J. Pfadenhauer) der TU München-Weihenstephan im Rahmen der Erfassung siedlungsabhängiger Lebensräume durchgeführt wurde. In dem stark ländlich geprägten Untersuchungsgebiet stellen Bahnhöfe ausgeprägte Wärmeinseln dar, deren Vegetation sich von der typischen dörflichen Ruderalvegetation in ihrer Umgebung sehr stark unterscheidet, wo die Zweitautorin ihr spezielles Arbeitsgebiet hat.

An dieser Stelle sei allen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, herzlich gedankt. Herrn Prof. Dr. J. Pfadenhauer danken wir für die Überlassung des Themas, Herrn Dr. W. Lippert für die Bestimmungshilfe bei schwierigen Arten, Frau H. Pellmaier für die Ausführung von Zeichenarbeiten, Herrn Eberth (DB, Bahnpolizei) für die Erteilung der Zutrittsgenehmigung für die untersuchten

Bahnanlagen sowie Herrn Heinrich (DB) und Herrn Müller (Fa. Urania) für umfangreiche Informationen über den Herbizideinsatz auf Bahnhöfen.

2. Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Das Untersuchungsgebiet umfaßt insgesamt 44 Bahnhöfe der Bahnlinien München-Mühldorf, Mühldorf-Rosenheim und München-Rosenheim sowie der Nebenstrecken Ebersberg-Wasserburg, Thann/Matzbach – Isen und Wasserburg/Bhf. – Wasserburg/Stadt. Es liegt südöstlich von München im Südosten Bayerns und der BRD (vgl. Abb. 1 a)

2.1 Naturräumliche Gliederung

Innerhalb des Untersuchungsgebietes lassen sich nach WITTMANN (1983) drei durch geologisch-geomorphologische Zusammenhänge gekennzeichnete naturräumliche Haupteinheiten abgrenzen, die sich anhand unterschiedlicher Böden, Bodenausgangsmaterialien, Klima- und Reliefeigenschaften in untergeordnete Teillandschaften differenzieren lassen (Abb. 1 b, Tab. 1). Den südlichen Teil des Untersuchungsgebietes nimmt die zur naturräumlichen Großlandschaft der 'Schwäbisch-bayerischen Jungmoräne und Molassevorberge' gehörige Jungmoräne des Inn-Chiemsee-Salzach-Gletschers (Würm-Eiszeit) ein. Die Südliche und Nördliche Münchener Schotterebene, die Mühldorfer und Öttinger Schotterfelder sowie die Erdinger und Isener Altmoräne sind Teillandschaften der 'Schwäbisch-bayerischen Schotterplatten und Altmoränenlandschaften' (Riß-Eiszeit). Das Niederbayerische Tertiärhügelland nimmt nur einen kleinen Bereich im nördlichsten Teil des Untersuchungsgebietes ein.

2.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen kontinentalem und maritimem Klima, weist jedoch im Vergleich zu westlicheren Teilen Bayerns bereits schwach kontinentale Tendenzen auf; die mittlere Schwankung der Lufttemperatur zwischen dem kältesten Monat Januar und dem wärmsten Monat Juli beträgt hier bereits 19°C (zum Vergleich: Untermaingebiet 17.5°C). Die mittlere Lufttemperatur liegt im Jahresdurchschnitt bei 7°C, in Januar bei -2°C, im Juli bei 17°C (vgl. KNOCH, Klimaatlas von Bayern, 1952).

Tabelle 1

Boden- und Klimadaten zur naturräumlichen Lage der untersuchten Bahnhöfe (WITTMANN 1983)

Bezeichnung	Höhenlage (m ü. NN)	Niederschlag (mm/Jahr)	Mittlere Jahrestemp.	Vegetationszeit (Tage)	Bodenausgangsmaterial	Bahnhöfe
Niederbayer. Tertiärhügelland	330-510	700 - 800	7,7°C	210-225	Sande, Kiese, Tonmergel (Tertiär)	Thann-Matzbach, Dorfen, Wasentegernbach, Schwindegg, Weidenbach, Ampfing
Südl. Münchner Schotterebene	(510-) 550-650	1000 - 1100	6,9°C	200-220	Schotter (Niederterrasse)	Eglharting, Zorneding
Nördl. Münchner Schotterebene	470-550	800 - 1000	7,1°C	210-230	Schotter (Niederterrasse)	Riem, Feldkirchen, Heimstetten, Grub, Poing, Haar, Baldham, Vaterstetten
Mühldorfer und Öttinger Schotterfelder	350-480	850 - 950	7,2°C	210-230	Carbonatreiche Schotter	Mühldorf, Waldkraiburg, Jettenbach, Mittergars, Gars
Erdinger Altmoräne	450-520	800 - 900	7,4°C	210-220	Altmoräne, Schotter (Hochterrasse)	Mkt. Schwaben, Hörlkofen, Walpertskirchen
Isener Altmoräne	520-600	900 - 1000	7,3°C	210-220	Altmoräne	Lengdorf, Isen
Jungmoräne d. Inn-Chiemsee-Salzach-Gletschers, nördl. T.	380-650	1000 - 1400	7,3°C	210-220 (Täler -230)	Jungmoräne, Schotter, Seefone, Torfe	Soyen, Wasserburg/Stadt, Wasserburg/Bhf., Ramerberg, Rott, Schechen, Edling, Brandstätt, Forsting, Tulling, Steinhöring, Ebersberg, Grafing/Stadt, Grafing/Bhf., Kirchseeon, Aßling, Großkarolinenfeld, Ostermünchen

Wie Abb. 1c zeigt, liegen die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 750 mm im Norden und 1000 mm im Süden des Untersuchungsgebietes; die durchschnittliche Anzahl der Tage mit mindestens 1 mm Niederschlag schwankt zwischen 125 und 145 und damit in einem relativ engen Bereich, was darauf schließen läßt, daß durch die Stauwirkung der Alpen vor allem eine Verstärkung der Niederschlagsintensität bewirkt wird, die Zahl der niederschlagsfreien Tage dagegen im Süden nur geringfügig abnimmt.

2.3 Beschreibung der Bahnhöfe

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden folgende Bahnhöfe untersucht:

- **Bahnlinie München-Mühldorf:** Riem, Feldkirchen, Heimstetten, Grub, Poing, Markt Schwaben, Hörlkofen, Walpertskirchen, Thann/Matzbach, Dorfen, Wasentegernbach, Schwindegg, Weidenbach, Ampfing, Mühldorf;
- **Bahnlinie Mühldorf-Rosenheim:** Waldkraiburg, Jettenbach, Mittergars, Gars, Soyen, Wasserburg Bhf., Ramerberg, Rott/Inn, Schechen;
- **Bahnlinie München-Rosenheim:** Haar, Vaterstetten, Baldham, Zorneding, Eglharting, Kirchseeon, Grafing Bhf., Aßling, Ostermünchen, Großkarolinenfeld;
- **Nebenstrecke Grafing Bhf.-Wasserburg Stadt:** Grafing Stadt, Ebersberg, Steinhöring, Tulling, Forsting, Brandstätt, Edling, Wasserburg Stadt;
- **Nebenstrecke Thann/Matzbach-Isen:** Lengdorf, Isen

Die einzelnen Bahnhöfe unterscheiden sich in Größe und Verkehrsaufkommen sehr stark voneinander. Eine Übersicht über die Gesamtfläche, die Anteile vegetationsfreier (= versiegelter oder durch Herbizide ständig vegetationsfrei gehaltener), stark gestörter und kaum bzw. nicht gestörter Flächen sowie das Verkehrsaufkommen der einzelnen Bahnhöfe ist in Tab. 2 wiedergegeben. Alle Flächen(anteile) wurden – soweit möglich unter Zuhilfenahme von Entfernungsmarken der Bundesbahn – geschätzt, die Zugfrequenzen durch Befragung der Fahrdienstleiter ermittelt.

Zusammenfassend können die Bahnhöfe der einzelnen Bahnlinien und deren Voraussetzungen für die Entwicklung von Pflanzenbeständen wie folgt charakterisiert werden:

- Die Bahnlinie **München-Rosenheim** ist Teil der sehr stark befahrenen internationalen Schnellzugstrecke München-Rosenheim-Freilassing-

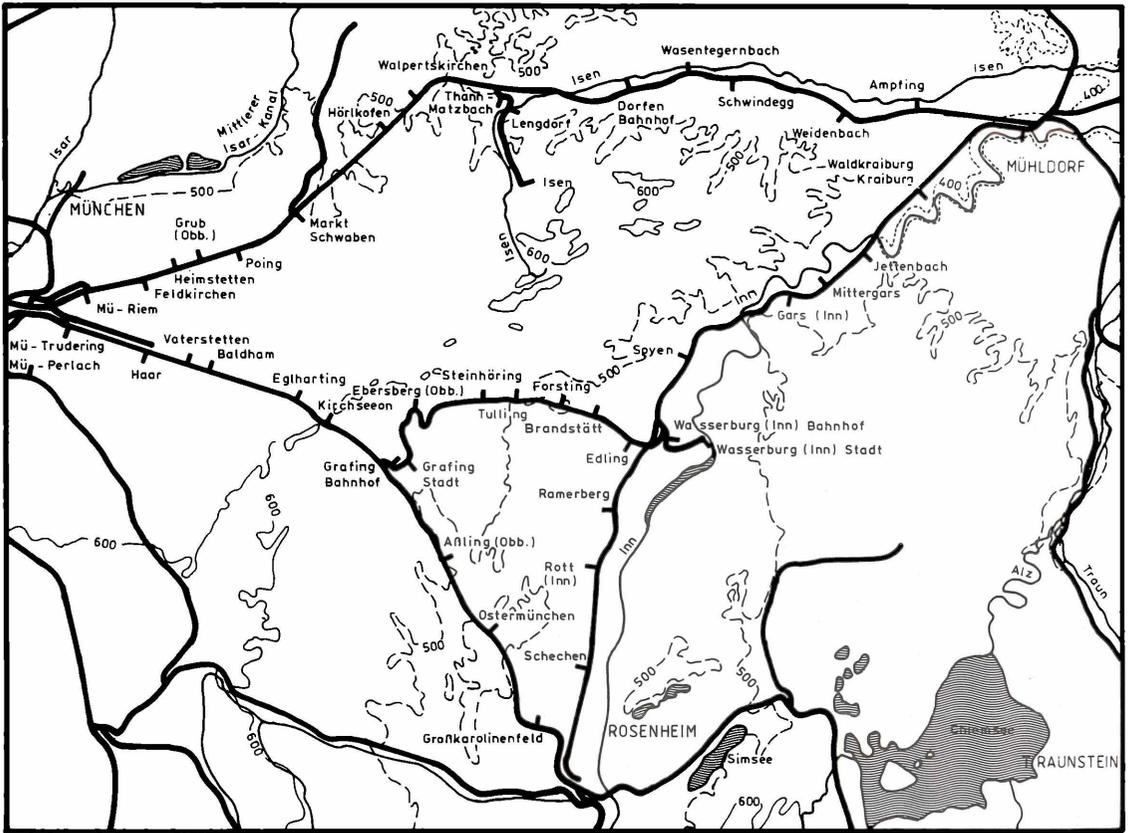


Abbildung 1 a
 Untersuchungsgebiet (Südbayern, östl. von München)

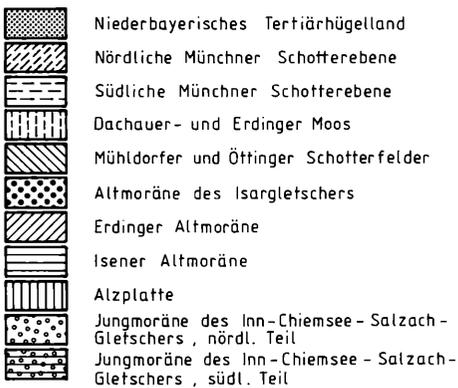
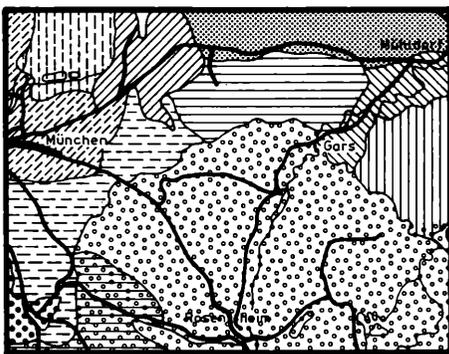
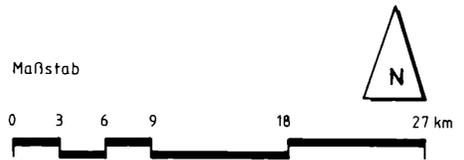


Abbildung 1 b
 Standortkundliche Landschaftsgliederung (nach WITTMANN 1983)

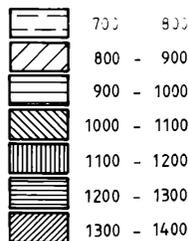
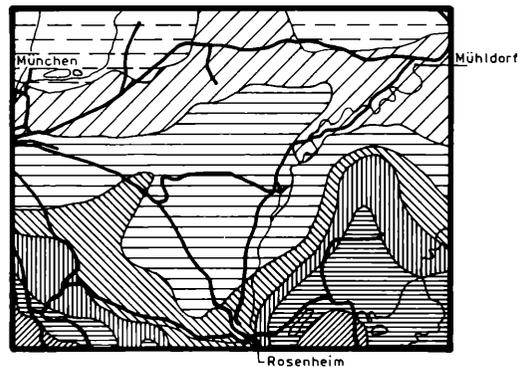


Abbildung 1 c
 Mittl. Niederschlagssummen (mm/Jahr) von 1891-1930

Salzburg. Durch das hohe Verkehrsaufkommen sind die Gleisbereiche einer starken mechanischen (Fahrwind, Tritt) und chemischen (Herbizide) Belastung ausgesetzt und daher meist fast vegetationsfrei. Der Anteil ungenutzter Flächen ist gering, eine ungestörte Entwicklung von Pflanzenbeständen ist meist nur in schmalen Randbereichen möglich.

- Die Bahnhöfe der Strecke **München-Mühlendorf** sind durch ein in den letzten Jahrzehnten deutlich rückläufiges Verkehrsaufkommen geprägt; durch Abbau und Stilllegung nicht mehr genutzter Gleisbereiche sind auf vielen Bahnhöfen große, ungestörte Restflächen entstanden, die die Ansiedlung vielfältiger Pflanzengesellschaften ermöglichen.
- Angesichts des heute sehr geringen Verkehrsaufkommens wirken die meist sehr großflächig angelegten Bahnhöfe der Bahnlinie **Mühlendorf-Rosenheim** heute ausgesprochen 'überdimensioniert'. Zahlreiche stillgelegte oder abgebaute Gleise lassen auch hier auf einen sehr starken Rückgang des Schienenverkehrs in den letzten Jahrzehnten schließen. Der hohe Anteil nicht oder kaum gestörter Flächen ermöglicht die Ausbildung großflächiger Pflanzengesellschaften.
- Die Nebenstrecke **Wasserburg Bhf.-Ebersberg** umfaßt – mit Ausnahme der beiden Endhaltestellen – ausgesprochen kleinflächige, meist nur aus einem Bahnsteig bestehende Haltepunkte. Sie sind durch Trittbelastung und Herbizideinwirkung meist relativ pflanzenarm; für Bahnhöfe 'typische' Pflanzengesellschaften können sich hier kaum ausbilden.
- Bereits 1974 wurde der Personenverkehr auf der Nebenstrecke **Thann/Matzbach-Isen** eingestellt, ein geringer Güterverkehr wird bis heute aufrechterhalten. Der Bahnhof Lengdorf ist inzwischen weitgehend abgebaut bzw. als Lagerfläche genutzt; der kleine Dorfbahnhof Isen wird zunehmend von langlebigen Pflanzengesellschaften überwachsen.
- Die Bahnlinie **Wasserburg Bhf.-Wasserburg Stadt** wurde 1987 durch einen Erdbeben unterbrochen, der Bahnhof Wasserburg Stadt ist seither vom Schienenverkehr abgeschnitten. Über eine Sanierung der Strecke ist bisher noch nicht entschieden. Eine Auswirkung der Stilllegung auf die Vegetation des Bahnhofs ist bisher nicht erkennbar.

3. Spezielle Standortbedingungen der Bahnhöfe

Bahnhöfe weisen eine Reihe anlage- und betriebsbedingter Standortfaktoren auf, die zwar einzeln auch an anderen (Ruderal-)Standorten auftreten können, durch ihre typische, auf allen Bahnhöfen ähnliche Kombination jedoch der Bahnvegetation eine Sonderstellung innerhalb der Ruderalvegetation einräumen. Sie bewirken das Zustandekommen eines für Bahnhöfe typischen Arten- und Gesellschaftsspektrums und können auch natürliche Standortfaktoren weitgehend überlagern (vgl. auch KREH 1960).

3.1 Böden

Um Haltbarkeit und Betriebssicherheit der Gleisanlagen sicherzustellen, muß eine gute Wasserdurchlässigkeit der Böden sowie eine ausreichende Stabilität des Untergrundes gegen die vom Zugverkehr

ausgehenden Kräfte gewährleistet sein. Beim Bau von Bahnanlagen wird daher zunächst der humose Oberboden abgetragen und durch wasserdurchlässige Materialien (Kies, Sand, Schotter) ersetzt. In größeren Gleiswickeln und ungenutzten Restflächen bleiben diese skelettreichen Böden meist offen liegen; Wege, Lagerplätze usw. werden stellenweise mit Splitt, feinem Granitschotter ('Gleiskies') usw. abgedeckt. Hin und wieder sind auch noch aus der Dampflokzeit stammende Abdeckungen aus Kohlschlacke zu finden.

Im Bereich der Gleiskörper wird der Untergrund zur besseren Ableitung des Niederschlagswassers mit einem Quergefälle von 4-5 % planiert und verdichtet. Auf diesen 'Unterbau' wird eine 30-50 cm dicke 'Bettung' aus feinmaterialfreiem Gleisschotter (kantiger Granitschotter mit Korngrößen von 32-63 mm für Hauptgleise, 8-16 mm für Nebengleise) aufgebracht, die die Gleise und Schwellen vor Feuchtigkeit schützen soll.

Eine Humus- und Feinmaterialanreicherung der Böden wird zumindest im unmittelbaren Gleisbereich durch Herbizide und regelmäßige Gleisbettreinigung (im Durchschnit alle 10-15 Jahre) gezielt bekämpft, um die Durchlässigkeit des Schotterkörpers zu erhalten. Die Böden der Bahnhöfe sind daher im allgemeinen als ausgesprochene Rohböden einzustufen; nennenswerte Humusgehalte sind meist nur in den obersten Bodenschichten von lange ungenutzten Restflächen, in alten Schottern wenig genutzter oder stillgelegter Gleise und in den Randzonen der Bahnhöfe zu finden.

Die pH-Werte der Böden schwanken im Bereich der untersuchten Bahnhöfe zwischen 6,0 und 9,0 (gemessen in Aqua dest.), wobei ein deutlicher Schwerpunkt der Meßwerte im pH-Bereich zwischen 7,6 und 8,5, also im schwach bis mäßig alkalischen Bereich, zu erkennen ist; eine schwach saure Bodenreaktion (pH 6,0 bzw. 6,6) konnte nur bei 3 von insgesamt 163 Bodenproben festgestellt werden. Die vergleichsweise hohen pH-Werte dürften auf die Verwendung der im Untersuchungsgebiet anstehenden, kalkhaltigen Moränenschotter (vgl. Tab. 1) zum Bau der Gleisanlagen zurückzuführen sein.

3.2 Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt der im Bereich der Bahnhöfe vorhandenen Böden ist im allgemeinen durch hohe Durchlässigkeit, geringes Speichervermögen und geringe Kapillarität gekennzeichnet. Diese Faktoren bewirken eine rasche Ableitung des Niederschlagswassers und damit ein starkes Austrocknen der oberen Bodenschichten, zumal durch die geringe Kapillarität ein Aufsteigen von Wasser aus tieferen Bodenschichten verhindert wird. Andererseits wird dadurch jedoch auch ein stärkeres Austrocknen tieferer Bodenschichten verhindert, so daß zumindest tiefwurzelnde Pflanzen bei normalen Wetterverhältnissen ausreichend mit Wasser versorgt sind. Die humusreicheren Böden in den Randbereichen der Bahnhöfe weisen im allgemeinen ein besseres Speichervermögen und damit einen ausgeglicheneren Wasserhaushalt auf; durch Bodenverdichtung (Parkplätze, Ladestraßen usw.) können hier sogar ausgesprochen staunasse Böden entstehen.

3.3 Licht und Temperatur

Bahnhöfe sind – von kleinen Flächen an Gebäuden, Mauern, Hecken usw. abgesehen – stets der vollen

Sonneneinstrahlung ausgesetzt. In Verbindung mit der geringen Wärmeleitfähigkeit der Kies- und Schotterflächen, dem meist sehr geringen Wassergehalt der oberen Bodenschichten und der in den Gleisbereichen sehr spärlichen Vegetationsbedeckung führt dies zu extremen Temperaturschwankungen an der Bodenoberfläche und in den bodennahen Luftschichten; nach AICHELE (1972) können an klaren, windstillen Sommertagen an der Bodenoberfläche Temperaturen von über 70 °C, in 2 cm Tiefe bis 30 °C und 50 cm über dem Boden bis zu 50 °C auftreten. Nach BRANDES (1983) ergaben am 15.5.1982 auf dem Braunschweiger

Nordbahnhof durchgeführte Temperaturmessungen, daß „die Temperatur ebener Bodenoberschichten (gemessen in 1 cm Tiefe) bereits im Frühjahr maximal 20 °C über der Lufttemperatur liegen kann“.

3.4 Herbizide

Durch die Bekämpfung der Vegetation im Bereich der Gleisanlagen soll in erster Linie eine rasche Humus- und Feinmaterialansammlung in den Schotterlagen des Bahnkörpers verhindert werden, da diese die zügige Ableitung des Niederschlagswassers behindern und damit Betriebssicherheit und

Tabelle 2

Flächenanteile und Verkehrsaufkommen der untersuchten Bahnhöfe

	Bahnhof	Gesamtfläche (qm)	veget.-frei (%)	gestört (%)	unge-stört (%)	Verkehrsaufkommen (Z/T)	Verkehrsart *
München - Mühldorf	Riem	16000	50	40	10	110-140	S, P, G
	Feldkirchen	40000	40	40	30	110-140	S, P, G
	Heinstetten	4000	80	5	15	110-140	S, P, G
	Grub	4000	80	5	15	110-140	S, P, G
	Poing	15000	70	20	10	110-140	S, P, G
	Markt Schwaben	18000	40	40	20	110-140	S, P, G, Sch
	Hörlkofen	20000	50	30	20	50-60	P, G, Sch
	Walpertskirchen	24000	30	30	40	50-60	P, G, Sch
	Thann-Matzbach	18000	20	40	40	50-60	P, G, Sch
	Dorfen	30000	50	40	10	50-60	P, G, Sch
	Wasentegernbach	6000	30	40	30	50-60	P, G, Sch
	Schwindegg	9000	10	60	30	50-60	P, G, Sch
	Weidenbach	9000	40	50	10	50-60	P, G, Sch
	Ampfing	12000	50	30	20	50-60	P, G, Sch
Mühldorf	90000	50	30	20	200-250	P, G, Sch	
Thann/M. - Isen	Lengdorf	2500	10	80	10	3/Woche	G
	Isen	8000	0	60	40	3/Woche	G
Mühldorf - Rosenheim	Waldkraiburg	15000	10	40	50	1	G
	Jettenbach	6000	20	40	40	zur Zeit stillgelegt	
	Mittergars	2000	30	60	10	zur Zeit stillgelegt	
	Gars	6000	30	30	40	zur Zeit stillgelegt	
	Soyen	6000	20	40	40	zur Zeit stillgelegt	
	Wasserburg Bhf.	15000	30	50	20	20	Sch
	Ramerberg	2000	50	40	10	20	Sch
	Rott/Inn	12000	40	30	30	20	Sch
	Schechen	2500	10	70	20	20	Sch
Wasserburg Stadt - Grafing Bhf.	Wasserburg Stadt	6000	20	60	20	zur Zeit stillgelegt	
	Edling	1500	10	40	50	6	Sch
	Brandstätt	800	50	50	0	6	Sch
	Forsting	4500	10	40	20	6	Sch
	Tulling	1200	10	90	0	6	Sch
	Steinhöring	1500	5	80	15	6	Sch
	Ebersberg	6000	60	30	10	65-85	S, Sch
	Grafing Stadt	2500	50	50	0	60-80	S
München - Rosenheim	Großkarolinenfeld	14000	80	10	10	250-300	P, G
	Ostermünchen	10000	80	15	5	250-300	P, G
	Assling	16000	60	30	10	250-300	P, G
	Grafing Bhf.	30000	60	30	10	310-380	S, P, G
	Kirchseeon	35000	50	30	20	310-380	S, P, G
	Eglharting	8000	80	5	15	310-380	S, P, G
	Zorneding	18000	60	30	10	310-380	S, P, G
	Baldham	16000	60	20	20	310-380	S, P, G
	Vaterstetten	16000	50	30	20	310-380	S, P, G
	Haar	20000	40	50	10	310-380	S, P, G

*): S = S-Bahnverkehr, P = Personenverkehr, G = Güterverkehr, Sch = Schienenbusverkehr

Wirtschaftlichkeit der Anlage beeinträchtigen kann. Darüberhinaus soll durch den Herbizideinsatz das ordnungsgemäße Funktionieren von Signalanlagen und Weichen im Gleisbereich sowie die freie Sicht der Lokführer auf die Strecke und auf niedrig eingebaute Signale sichergestellt werden (LAERMAN 1985).

Zur Aufwuchsbekämpfung werden heute vorwiegend Kombinationspräparate aus verschiedenen organischen Verbindungen eingesetzt, die über Wurzeln und Blätter von den Pflanzen aufgenommen werden und Stoffwechselfvorgänge wie Atmung, Zellteilung und Wuchsstoffhaushalt der Pflanzen beeinflussen. Im Untersuchungsgebiet wurden 1987 nach Auskunft des zuständigen Beamten folgende Herbizide angewendet:

- **Unkrautvernichtungsmittel 371 DB:** (19,6 % Atrazin, 19,6 % Simazin, 9,5 % Amitrol, 24,0 % 2,4-D). Ausbringung in wässriger Lösung; Totalherbizid, wird über Blätter und Wurzeln aufgenommen; nicht ausreichend wirksam gegen Bärenklau (*Heracleum sphondylium*), Pastinak (*Pastinaca sativa*), Winde-Arten (*Convolvulus arvensis*, *Calyptegia sepium*), Huflattich (*Tussilago farfara*), Schachtelhalm (*Equisetum spec.*), Seggen-Arten (*Carex spec.*), Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.)
- **Vorox (i) Granulat 371:** (3,45 % Atrazin, 1,95 % Sebuthylazin, 0,95 % Amitrol). Wird kleinflächig an Weichen, Signalanlagen u.ä. eingesetzt; Totalherbizid, Aufnahme durch Wurzeln; nicht ausreichend wirksam gegen Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*), Bärenklau (*Heracleum sphondylium*), Schachtelhalm-Arten (*Equisetum spec.*), Seggen-Arten (*Carex spec.*), Huflattich (*Tussilago farfara*).
- **Ustinex Z-Granulat:** (4 % Methabenzthiazuron, 3 % Diuron). Streumittel gegen auflaufende Unkräuter und Moos unter Ziergehölzen; geringe Wasserlöslichkeit, dringt kaum in den Boden ein; nicht ausreichend wirksam gegen Gänse-Fingerkraut (*Potentilla anserina*), Kriechendes Fingerkraut (*Potentilla reptans*), Kriechender Günsel (*Ajuga reptans*), Gundermann (*Glechoma hederacea*), Klettenlabkraut (*Galium aparine*), Wasser-Knöterich (*Polygonum amphibium var. terr.*), Mauerpfeffer (*Sedum spec.*), Sauergräser (*Carex spec.*), Weidenröschen (*Epilobium spec.*), Wicke (*Vicia spec.*), Wolfsmilch (*Euphorbia spec.*) sowie bereits vorhandene Wurzelunkräuter.

Alle Angaben sind den Produktbeschreibungen dieser Mittel entnommen.

Für das 'Unkrautvernichtungsmittel 371 DB' und 'Vorox (i) Granulat' wurde wegen des hohen Atrazingehalts ab 1988 die Zulassung der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft zurückgezogen; welche Mittel in Zukunft eingesetzt werden, ist noch ungeklärt.

Die Herbizide werden durch von der Bundesbahn beauftragte Fachfirmen ausgebracht. Die Schotterflanken und Randwege (Abb. 2) der Hauptgleise werden mit Hilfe speziell ausgerüsteter Spritzzüge einmal jährlich zwischen Ende Mai und Ende Juli durchgehend mit Herbiziden (im Untersuchungszeitraum 'Unkrautvernichtungsmittel 371 DB') behandelt; die Spritzbreite kann zwischen 5,70 m (freie Strecke) und 5,00 m (Bahnhöfe) variiert werden. Der 'Gleisrost', also der Bereich der Schienen und Schwellen, wird nur nach Bedarf gespritzt; die

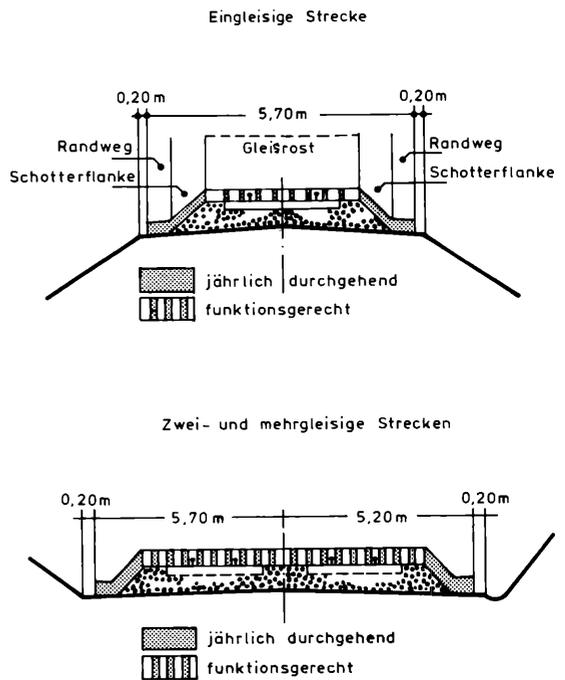


Abbildung 2

Spritzbreiten beim Einsatz der Spritzzüge

Fachfirma garantiert hier eine 'Aufwuchsfreiheit' von 90 %

Auf wenig genutzten Neben- und Ladegleisen werden Herbizide nach Auskunft der Fachfirma nur bei starkem Bewuchs ausgebracht. Hierfür werden Zwei-Wege-Fahrzeuge (Lastwagen mit Fahrwerken für Straße und Schiene) eingesetzt; ihre Arbeitsweise ist mit der Funktion der Spritzzüge vergleichbar. Sonstige Betriebsflächen, wie Zufahrtswege, Ladestraßen, Bauhöfe, Lager- und Parkplätze werden nach LAERMANN (1985) in begrenztem Umfang mit Granulaten behandelt; auf ungenutzten Restflächen (größere Gleiswinkel, Böschungen, stillgelegte Gleise usw.) findet keine Aufwuchsbekämpfung statt.

3.5 Mechanische Belastung

Einer mechanischen Belastung durch Tritt und Befahren sind vor allem öffentlich zugängliche Bereiche (Bahnhofsvorplätze, Bahnsteige, Parkplätze, Fahrradabstellplätze) sowie die Ladezonen der Güterbahnhöfe ausgesetzt. Die Stärke der Belastung ist vorwiegend vom Fahrgastaufkommen bzw. von Art und Anzahl der Fahrzeuge abhängig. Auch in den Gleiszwischenräumen ist stellenweise eine (vergleichsweise geringe) Trittbelastung durch Wartungs- und Rangierarbeiten usw. festzustellen. Eine mechanische Belastung der Vegetation geht schließlich auch vom Fahrtwind durchfahrender Züge aus; im unmittelbaren Gleisbereich werden hochwüchsige Pflanzen immer wieder geknickt. Nach ODZUCK (1978) können die Windstöße bis zu einer Entfernung von 7 m vom Gleis Veränderungen in Wachstum und generativer Entwicklung der Pflanzen auslösen. Kleinwüchsige Pflanzen werden im Gleisbereich nach eigener Beobachtung vor allem durch den Verlust der Blütenblätter geschädigt; bei zoogamen Pflanzen wird hierdurch möglicherweise die Wahrscheinlichkeit einer Bestäubung vermindert. Andererseits trägt der Fahrtwind sicher zur Ausbreitung anemochorer Arten entlang der Bahnlinien bei.

3.6 Sonstige Emissionen des Bahnverkehrs

Der Vollständigkeit halber seien hier noch durch den Bahnbetrieb hervorgerufene Emissionen von Ruß und Abgasen (vorwiegend durch Diesellokomotiven), Staub (durch Windstöße aufgewirbelte Bodenpartikel, Metallabrieb), Öl und Schmiermitteln (nur im Gleisbereich) und Müll erwähnt; ein Einfluß dieser Stoffe auf die Vegetation ist nicht zu erkennen. Auch eine Nährstoffanreicherung im Bereich stark befahrener Gleise durch Zugabwässer ist nicht nachweisbar, da der Pflanzenwuchs in diesen Bereichen durch Herbizide weitgehend unterdrückt wird.

4. Untersuchungs- und Auswertungsmethoden

Die Bahnhöfe des Untersuchungsgebietes wurden zwischen Mai und September 1987 je zweimal begangen. Dabei wurde versucht, einen möglichst umfassenden Überblick über die Arten und Gesellschaften der einzelnen Bahnhöfe zu gewinnen.

4.1 Flächenabgrenzung

In die Untersuchung einbezogen wurden alle Flächen, die im Zusammenhang mit dem Bahnbetrieb genutzt werden (Gleise, Bahnsteige, Laderampen, Ladestraßen usw.) bzw. die durch ihre Lage im Bahnhofsbereich von sonstiger Nutzung ausgeschlossen sind (Gleiswinkel, Restflächen, stillgelegte Gleisabschnitte usw.). Die Abgrenzung zwischen Bahnhofsbereich und freier Strecke ist bei größeren Bahnhöfen durch Ein- und Ausfahrtsignale, bei kleinen Haltepunkten durch die Länge der Bahnsteige gegeben. Gärtnerisch gepflegte Flächen, wie Rasenflächen oder Heckenpflanzungen, wurden nicht bearbeitet.

4.2 Floristische Kartierung

4.2.1 Aufnahmeverfahren

Zur Erfassung des floristischen Artenspektrums der einzelnen Bahnhöfe wurden alle vorkommenden Arten dokumentiert (vgl. Tab. 13); dabei wurde nur die Anwesenheit der Arten, nicht aber deren Häufigkeit innerhalb der einzelnen Bahnhöfe belegt. Die Nomenklatur der einzelnen Arten richtet sich nach OBERDORFER (1983).

Diese Artenliste ist nicht unbedingt vollständig, da Flächen in stark befahrenen Bereichen wegen der vom Zugverkehr ausgehenden Gefährdung zum Teil nicht zugänglich sind und auch auf gründlich untersuchten Flächen unscheinbare, nur in geringer Individuenzahl auftretende Arten sowie Arten mit sehr kurzem Vegetationszyklus sehr leicht übersehen werden können. So dürfte die tatsächliche Steigtigkeit von *Erophila verna* sicher höher sein als aus Tab. 13 ersichtlich, da die Pflanzen zu Beginn der Untersuchung (Mitte Mai) meist schon abgestorben waren und nur noch stellenweise anhand von Fruchtständen nachgewiesen werden konnten. Dennoch kann davon ausgegangen werden, daß die häufigeren und damit für die floristische und vegetationskundliche Bewertung der einzelnen Bahnhöfe signifikanten Arten vollständig erfaßt wurden, zumal sich bei der zweiten Begehung der Bahnhöfe die Anzahl der festgestellten Arten in der Regel nur noch unwesentlich erhöhte.

4.2.2 Auswertung

Von den aufgenommenen Arten wurde ein Lebensformenspektrum und ein Spektrum des anato-

misch-morphologischen Baus erstellt (vgl. 5.3 und 5.4) und eine Zeigerwertanalyse durchgeführt. Die Zuordnung der einzelnen Arten zu den verschiedenen Lebensformen bzw. anatomischen Typen erfolgte nach ELLENBERG 1979; fehlende Daten wurden, soweit möglich, nach OBERDORFER (1983) ergänzt.

Grundlage für die Zeigerwertanalyse sind die ELLENBERG'schen Faktorenzahlen (ELLENBERG 1979), mit deren Hilfe die 'mittleren Zeigerwerte' und die Anteile der verschiedenen 'Zeigerarten' (z.B. Trockniszeiger – Feuchtzeiger) für den Gesamtartenbestand und die Artenspektren einzelner Bahnhöfe ermittelt wurden. Zur Bestimmung der 'mittleren Zeigerwerte' wurden die 'ungewichteten' mittleren Faktorenzahlen berechnet, d.h. alle Arten gehen unabhängig von ihrer Häufigkeit auf den einzelnen Bahnhöfen in die Berechnung ein. Die naheliegende Vermutung, daß bei diesem Verfahren seltene Arten überbewertet werden, wird von ELLENBERG (1979) nicht bestätigt, da der 'Zeigerwert' seltener Arten nicht unbedingt geringer ist als der von zur Massenausbreitung neigenden Arten (vgl. ELLENBERG 1979, S. 18-19). Arten mit indifferentem Verhalten und Arten, für die keine Zeigerwerte vorliegen, werden aus der Berechnung ausgeklammert, sind aber in der graphischen Darstellung der Zeigerwertspektren (Abb. 5-10) enthalten. Die mittleren Zeigerwerte des Gesamtartenspektrums und des Artenbestands der einzelnen Bahnhöfe sind in Tab. 3 aufgeführt.

4.3 Pflanzensoziologische Aufnahmen

4.3.1 Aufnahmeverfahren

Auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes wurden insgesamt 233 pflanzensoziologische Aufnahmen erhoben. Die Deckungsgrade der einzelnen Arten wurden nach der von BRAUN-BLANQUET (1964) vorgeschlagenen Skala, die in den unteren Bereichen um eine Stufe erweitert wurde, geschätzt. Dabei bedeutet: r = 1-3 Exemplare mit geringem Deckungsgrad, + = spärlich, Deckungsgrad unter 1 %, 1 = 1-4 %, 2a = 5-14 %, 2b = 15-24 %, 3 = 25-49 %, 4 = 50-74 %, 5 = 75-100 % der Aufnahmefläche bedeckend.

Für jede Aufnahmefläche wurden außerdem Flächengröße, Gesamtdeckung, Bestandshöhe, Exposition, Lichtverhältnisse und Bodenbeschaffenheit vermerkt, sowie (sofern ausreichend Feinmaterial zur Verfügung stand) Bodenproben zur Bestimmung des pH-Wertes entnommen.

4.3.2 Auswertungsmethoden

Das im Rahmen dieser Arbeit erhobene Aufnahmematerial wurde nach den üblichen Verfahren (vgl. KNAPP 1971) geordnet und in pflanzensoziologischen Tabellen zusammengestellt. Systematik und Nomenklatur der Gesellschaften richten sich, soweit nichts anderes vermerkt, nach OBERDORFER et al. (1977, 1978, 1983). Der wissenschaftlichen Bezeichnung der Vegetationseinheiten sind die Autorenbezüge in Form der heute allgemein benutzten Abkürzungen (Br.-Bl. = BRAUN-BLANQUET, Tx. = TÜXEN usw.) sowie das Erscheinungsjahr angefügt (vgl. OBERDORFER 1980 bzw. 1983).

Jeder pflanzensoziologischen Tabelle ist eine 'Zeigerwerttabelle' zugeordnet, die Rückschlüsse auf die jeweiligen Standortfaktoren der aufgenomme-

nen Bestände und der Gesellschaften ermöglicht. Sie enthält die pH-Werte der in den einzelnen Aufnahme­flächen entnommenen Bodenproben (pH) sowie die nach den ELLENBERG'schen Zeigerwerten ermittelten 'gewichteten mittleren Faktoren­zahlen' jeder Aufnahme für die Standortfakto­ren Licht (mL), Temperatur (mT), Kontinentalität (mK), Feuchte (mF), Bodenreaktion (mR) und Stickstoffgehalt (mN) sowie deren Mittelwerte (\varnothing mL, \varnothing mT, \varnothing mK, \varnothing mF, \varnothing mR, \varnothing mN) für die jeweils 'kleinsten' systematischen Einheiten (Asso­ziationen, Gesellschaften bzw. Subassoziationen, Varianten usw.). Die 'Spaltennummer' entspricht der Spaltennummer der jeweiligen Aufnahme in der zugehörigen pflanzensoziologischen Tabelle. Die mittleren Faktoren­zahlen errechnen sich nach ELLENBERG (1979, S. 18-28) aus dem Durch­schnitt der Zeigerwerte der in den einzelnen Auf­nahmen vorkommenden Arten. Arten, deren Art­mächtigkeit nach der Braun-Blanquet'schen Skala größer als 1 ist, werden mehrfach in die Berechnung einbezogen.

In den pflanzensoziologischen Tabellen und den Zeigerwert­tabellen werden folgende Abkürzungen verwendet:

a) Symbole zur Gliederung der pflanzensoziologi­schen Tabellen:

K: Klassencharakterart

O: Ordnungscharakterart

V: Verbandscharakterart

A: Charakterart einer Assoziation

G: Charakterart einer (Fragment-) Gesell­schaft

d: Differentialart einer Assoziation bzw. Gesell­schaft

b) Die Mengenangaben '2a' und '2b' wur­den in den Tabellen mit 'a' und 'b' abgekürzt.

c) Die Namen der Bahnhöfe wurden aus Platz­gründen durch die Zahlen 1-44 verschlüsselt; es gilt folgende Zuordnung:

1 = Riem	23 = Wasserburg Stadt
2 = Feldkirchen	24 = Wasserburg Bhf.
3 = Heimstetten	25 = Ramerberg
4 = Grub	26 = Rott/Inn
5 = Poing	27 = Schechen
6 = Markt Schwaben	28 = Edling
7 = Hörlkofen	29 = Brandstätt
8 = Walpertskirchen	30 = Forsting
9 = Thann-Matzbach	31 = Tulling
10 = Lengdorf	32 = Steinhöring
11 = Isen	33 = Ebersberg
12 = Dorfen	34 = Grafing Stadt
13 = Wasentegernbach	35 = Großkarolinenfeld
14 = Schwindegg	36 = Ostermünchen
15 = Weidenbach	37 = ABling
16 = Ampfing	38 = Grafing Bhf.
17 = Mühldorf	39 = Kirchseeon
18 = Waldkraiburg	40 = Eglharting
19 = Jettenbach	41 = Zorneding
20 = Mittergars	42 = Baldham
21 = Gars	43 = Vaterstetten
22 = Soyen	44 = Haar

4.4 Transektkartierung

Eine flächendeckende Kartierung der auf den Bahnhöfen vorkommenden Pflanzengesellschaften war zum einen wegen fehlenden Kartenmaterials (Pläne von Bahnhöfen werden von der DB „nicht an Dritte weitergegeben“), zum anderen auch aus zeitlichen Gründen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich. Um dennoch einen Überblick über die Verteilung der Vegetationseinheiten innerhalb der Bahnhöfe zu erhalten, wurden auf den

Bahnhöfen Jettenbach, Rott/Inn, Wasserburg Bhf., Soyen und Forsting Transektkartierungen durchge­führt; auf verkehrsreichen Bahnhöfen kann dieses Verfahren nicht angewendet werden, da es einen längeren Aufenthalt im unmittelbaren Gleisbereich erfordert und daher bei hoher Zugfrequenz mit erheblichen Gefahren verbunden ist.

Zur Erfassung der Vegetationsprofile wurde jeweils ein 1 m breiter, im rechten Winkel zu den Gleisen verlaufender Streifen ausgewählt und mit Hilfe eines Lattenrahmens in 1 m² große Aufnahme­flächen unterteilt, bei deutlicher Änderung der Vegetation innerhalb dieser Flächen wurde eine weitere Unter­teilung (1 x 0,5 m) vorgenommen. Von den so fest­gelegten Flächen wurden nach den üblichen Ver­fahren (vgl. 4.3) Vegetationsaufnahmen erstellt sowie Lage, Bodenbeschaffenheit, Artenzahl, Gesamtdeckungsgrad, Bestandshöhe, und, soweit er­kennbar, Herbizidbelastung vermerkt.

Die zu den einzelnen Transekten erhobenen Daten wurden in vegetationskundlichen Tabellen erfaßt (Tab. 15-20) und zur Verdeutlichung graphisch dar­gestellt (Abb. 18-23). Vorkommen und Artmächtig­keit der in den einzelnen Rasterflächen vor­kommenden Arten sind in den Abbildungen durch Balkendiagramme wiedergegeben. Die graphischen Darstellungen sollen das Verbreitungsmuster von diagnostisch wichtigen Einzelarten veranschauli­chen; die genauen Deckungsgrade sind den Tabel­len (im Anhang) zu entnehmen.

5. Die Flora der Bahnhöfe

5.1 Bestandsaufnahme

Auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes wurden insgesamt 389 Arten von Gefäßpflanzen nachgewiesen, Moose und Flechten wurden nicht in die Untersuchung einbezogen (vollständige Arten­liste siehe Tab. 13). Die Artenzahl der einzelnen Bahnhöfe ist vor allem von der Größe nicht oder wenig genutzter Flächen abhängig; kleine Halte­punkte ohne nennenswerte Restflächen sind in der Regel relativ artenarm (Schechen, Brandstätt je 39 Arten), Bahnhöfe mit einem großen Anteil an un­genutzten Flächen weisen dagegen oft eine sehr hohe Artenvielfalt auf (Walpertskirchen: 197 Arten, Feldkirchen: 172 Arten). Typische „Südfruchtbe­gleiter“, also gebietsfremde Arten, die unmittelbar durch den Gütertransport eingeschleppt werden (vgl. MERXMÜLLER 1952, MEYER 1933), feh­len völlig, was einerseits sicher auf das Fehlen grö­ßerer Güterbahnhöfe im Untersuchungsgebiet, aber auch auf veränderte Verpackungsmethoden und die verstärkte Herbizidanwendung zurückzu­führen ist.

Von den insgesamt 59 vorgefundenen Pflanzenfa­milien stellen Asteraceae (14,1 %), Poaceae (13,1 %) und Fabaceae (6,9 %) die meisten Arten; für ihre starke Verbreitung dürfte vor allem die Windverbreitung (Asteraceae, Poaceae) bzw. die Fähigkeit der Stickstofffixierung (Fabaceae) aus­schlaggebend sein.

Von den 389 nachgewiesenen Arten wurden sechs (*Achillea millefolium*, *Capsella bursa-pastoris*, *Dactylis glomerata*, *Galium mollugo*, *Poa annua* und *Taraxacum officinale*) auf allen Bahnhöfen des Un­tersuchungsgebietes angetroffen; sie sind auch au­ßerhalb der Bahnhöfe sehr häufig, so daß ein steti­ger Sameneintrag in die Gleisbereiche angenom­men werden kann. 67 Arten (17,2 %) sind auf mehr als 60 % der Bahnhöfe vertreten und können damit

nach BRANDES (1983) zu den 'häufigen' Arten der Bahnhöfe gerechnet werden. Dieser Wert ist im Vergleich zu anderen 'Bahnhofs-kollektiven' innerhalb der BRD relativ hoch; so beträgt der Anteil häufiger Arten auf Bahnhöfen im östlichen Niedersachsen nur 6,5 % (BRANDES 1983), auf den Bahnhöfen des Lahntales sind Arten mit einer Stetigkeit von mehr als 60 % nach CASPERS und GERSTBERGER (1978) nur mit einem Anteil von 7,8 % vertreten. Es ist anzunehmen, daß das verstärkte Auftreten gemeinsamer Arten vor allem auf den vergleichsweise hohen Anteil nicht oder wenig genutzter Flächen im Bereich der untersuchten Bahnhöfe zurückzuführen ist, die eine relativ unge-störte Ausbreitung der Arten ermöglichen.

5.2 Für Bahnhöfe charakteristische Arten

Stärker als durch die 'häufigen Arten', unter denen sich viele weitverbreitete Ubiquisten befinden, ist die Flora der Bahnhöfe durch diejenigen Arten charakterisiert, die einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt auf Bahngelände aufweisen, auch wenn sie auch an entsprechenden Standorten außerhalb der Bahnhöfe (z.B. auf Kies- und Sandflächen an Straßen- und Wegrändern, Industriegelände, Kiesgruben) auftreten können. Da ein direkter Vergleich der Bahnhofsflora mit andern Pflanzenbeständen des Untersuchungsgebietes im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden konnte, werden für die Bewertung die Standortbeschreibungen von OBERDORFER (1983) herangezogen. Danach sind folgende Arten vorzugsweise auf Bahngelände anzutreffen: *Berteroa incana*, *Bromus squarrosus*, *Cardaminopsis arenosa*, *Chaenarrhinum minus*, *Echium vulgare*, *Eragrostis minor*, *Erucastrum gallicum*, *Lactuca serriola*, *Lepidium virginicum*, *Linaria vulgaris*, *Melilotus albus*, *Melilotus officinalis*, *Oenothera biennis* agg., *Oenothera parviflora* agg., *Pastinaca sativa*, *Reseda lutea*, *Reseda luteola*, *Senecio viscosus*, *Silene cubalus* und *Vulpia myuros*, also überwiegend wärmeliebende Arten mit submediterranean bis mediterranem Verbreitungsschwerpunkt. *Amaranthus retroflexus*, *Eragrostis minor*, *Vulpia myuros*, *Lepidium virginicum* und *Cardaminopsis arenosa* breiten sich – ebenso wie zu Beginn dieses Jahrhunderts *Matricaria matricarioides* – vor allem entlang der Bahnlinien in Mitteleuropa aus.

5.3 Lebensformenspektrum

Höhere Pflanzen lassen sich im Sinne von RAUNKIAER (1934) verschiedenen Lebensformen (im Hinblick auf Lebensdauer und Lage der Erneuerungsknospen zur Erdoberfläche während ungünstiger Jahreszeiten) zuordnen. Ihr prozentualer Anteil an der Vegetation eines Gebietes wechselt mit Klima und Standort; umgekehrt lassen sich damit aus dem jeweiligen Anteil der einzelnen Lebensformen am Artenbestand eines Gebietes auch Rückschlüsse auf dessen Standortbedingungen ziehen. Ein Vergleich zwischen dem nach Werten von ELLENBERG (1982) erstellten 'Lebensformenspektrum von 1760 Gefäßpflanzen Mitteleuropas' und dem Lebensformenspektrum der auf den untersuchten Bahnhöfen aufgefundenen Arten soll zeigen, inwieweit sich die speziellen Standortbedingungen der Bahnhöfe auf deren Artenzusammensetzung auswirken (vgl. Abb. 3).

– Der Anteil an **Phanerophyten** (Bäume, die über 5 m Höhe erreichen) ist auf den untersuchten

Bahnhöfen mit 4,9 % (= 19 Arten) relativ hoch; sie haben jedoch nur in den Randbereichen der Bahnhöfe und in ausgedehnten Restflächen Chancen, das Keimlingsstadium zu überleben. Mit relativ hoher Stetigkeit sind *Betula pendula*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* – also ausnahmslos anemochore Arten – auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes vertreten; Arten mit nicht flugfähigen Samen, wie *Aesculus hippocastemum*, *Quercus robur* usw., sind dagegen meist nur in Einzel-exemplaren bzw. in unmittelbarer Umgebung der 'Mutterpflanzen' anzutreffen.

- **Nanophanerophyten** (Sträucher und Kleinbäume bis zu 5 m Höhe) sind in Mitteleuropa unter 'natürlichen' Bedingungen vorwiegend im Unterwuchs lichter Wälder zu finden; die Mehrzahl der heimischen Arten ist diesem Standort durch relativ hohe Schattenverträglichkeit und meist zoochore Verbreitung optimal angepaßt. Auf den überwiegend lichtexponierten, meist extremen Temperaturschwankungen ausgesetzten Flächen der Bahnhöfe finden sie dagegen kaum geeignete Lebensbedingungen und sind hier daher – im Gegensatz zu den Phanerophyten – recht selten; nur *Rubus fruticosus* agg. und *Salix caprea* sind mit höherer Stetigkeit anzutreffen.
- **Zwergsträucher und krautige Chamaephyten** (Knospen bis 0.5 m über dem Boden) sind vor allem in schneereichen Berglagen und wintermilden atlantischen Gebieten verbreitet; am Artenspektrum Mitteleuropas sind sie nur mit 2,7 bzw. 6,1 % beteiligt. Im Bereich der Bahnhöfe ist die Gruppe der Zwergsträucher (0,8 %) nur durch

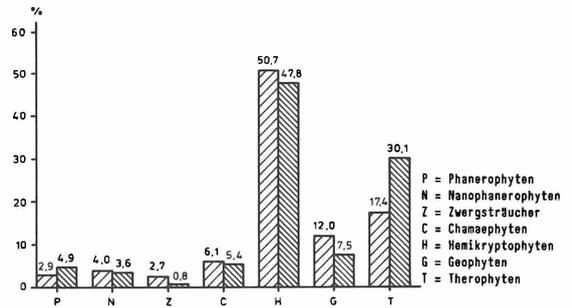


Abbildung 3

Lebensformenspektrum der Bahnhöfe im Vergleich zum Lebensformenspektrum von 1760 Gefäßpflanzenarten Mitteleuropas (ELLENBERG 1982); Zeichenerklärung (= Rasterung) siehe Abb. 4!

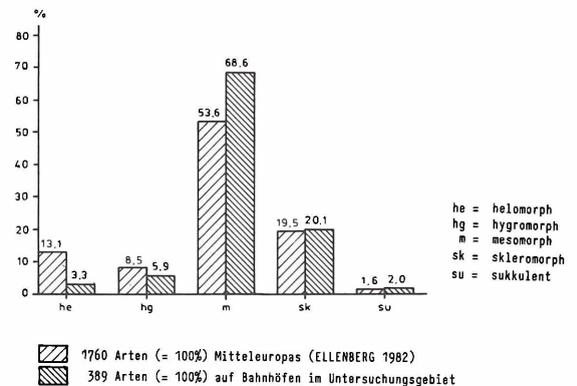


Abbildung 4

Spektrum des anatomisch-morphologischen Baus der Arten der Bahnhöfe im Vergleich zum Spektrum von 1760 Gefäßpflanzenarten Mitteleuropas (ELLENBERG 1982)

Thymus pulegioides und *Rubus caesius* vertreten; zu den Chamaephyten (5,4 %) zählen vor allem kleinwüchsige Sedum-, Cerastium- und Veronica-Arten, die auch unter dünnen Schneedecken ausreichenden Frostschutz finden.

- Mit einem Anteil von mehr als 50 % aller Gefäßpflanzenarten kann die Lebensformengruppe der **Hemikryptophyten** (Überwinterungsknospen nahe der Erdoberfläche) als kennzeichnend für die Vegetation Mitteleuropas gewertet werden. Am Artenspektrum der untersuchten Bahnhöfe sind sie mit 47,8 % beteiligt; ein ähnlich hoher Wert (46 %) wird von BRANDES (1983) für die Bahnhöfe des östlichen und südöstlichen Niedersachsens belegt.
- Unter den ausdauernden Arten ist die Gruppe der **Geophyten** (Überwinterungsknospen unter der Erdoberfläche) am besten gegen Winterkälte, Sommertrockenheit und offensichtlich auch Herbizideinwirkung geschützt; sie sind zwar nur mit 7,5 % (= 29 Arten) am Artenspektrum der Bahnhöfe beteiligt, stellen jedoch viele ausgesprochen herbizidresistente und damit weit verbreitete Raten, wie *Equisetum arvense*, *Poa compressa*, *Convolvulus arvensis*, *Calamagrostis epigejos*, *Carex hirta*, *Calystegia sepium* usw.
- Mit einem Prozentanteil von 30,1 % an der Flora der Bahnhöfe ist die Lebensformengruppe der **Therophyten** (Einjährige; überdauern vegetationsfeindliche Perioden als Samen) deutlich stärker vertreten als im mitteleuropäischen Durchschnitt (17,4 %). Da sie durch ihre oft sehr hohe Samenproduktion offene Flächen zwar sehr rasch besiedeln können, in ungestörten Bereichen aber meist bald von ausdauernden Arten abgelöst werden, kann ihr hoher Anteil am Artenspektrum der Bahnhöfe als Hinweis auf einen hohen Anteil an Pionierstandorten gewertet werden. In herbizidbehandelten Bereichen sind vor allem Vorfrühlingsblüher (z.B. *Erophila verna*, *Saxifraga tridactylites*; Vegetationszyklus meist schon vor der Herbizidapplikation beendet), Wärmekeimer (z.B. *Setaria viridis*, *Atriplex patula*, *Amaranthus retroflexus*; keimen in der Regel erst nach den Herbizideinsätzen) und Arten mit mehreren Generationsfolgen pro Jahr (z.B. *Senecio vulgaris*, *Capsella bursa-pastoris*, *Arenaria serpyllifolia*; können offene Flächen durch stets verfügbares Samenmaterial schnell neu besiedeln) anzutreffen.

5.4 Spektrum des anatomisch-morphologischen Baus

Aufschlüsse über die speziellen Lebensbedingungen der Bahnhöfe gibt auch der anatomisch-morphologische Bau der Arten. Wie Abb. 4 zeigt, treten helomorphe (an vernäbte, luftarme Böden angepasste) und hygromorphe (zart gebaute, leicht vertrocknende) Arten im Vergleich zum mitteleuropäischen Durchschnitt (ELLENBERG 1982) erwartungsgemäß stark zurück. Geeignete Standortbedingungen finden sich für beide Artengruppen meist nur auf kleinen Flächen in den Randbereichen der Bahnhöfe; helomorphe Arten sind in der Regel nur auf verdichteten Böden (Parkplätze, Randbereiche von Ladestraßen), Arten mit ausgeprägt hygromorphen Merkmalen, wie *Impatiens parviflora*, *Impatiens noli-tangere*, *Stachys sylvatica* usw. in beschatteten Bereichen anzutreffen. Allerdings weisen viele der von ELLENBERG als hygromorph eingestuften Arten, wie *Urtica dioica*,

Poa annua, *Potentilla anserina*, *Lapsana communis* usw., offenbar eine sehr große Anpassungsfähigkeit an verstärkte Sonneneinstrahlung und verminderte Luftfeuchtigkeit auf und sind wohl besser in einen Übergangsbereich zwischen hygromorphen und mesomorphen Arten einzuordnen.

Der Anteil mesomorpher, also nicht durch besondere Anpassungsmerkmale gekennzeichneter Arten beträgt 68,6 % und liegt damit deutlich über dem mitteleuropäischen Durchschnitt. Die besonders gut an zeitweilige Trockenheit angepassten skleromorphen (versteiften) und sukkulenten (wasserspeichernden) Arten sind mit insgesamt 22,1 % am Artenspektrum der untersuchten Bahnhöfe beteiligt; zu ihnen zählen viele häufige 'Bahnhofs-pflanzen' wie *Melilotus alba*, *Poa compressa*, *Equisetum arvense*, *Polygonum aviculare*; zu den sukkulenten Pflanzen sind alle vorkommenden Sedum-Arten zu rechnen.

5.5 Die Zeigerwerte der Arten

Die Artenzusammensetzung von Pflanzengemeinschaften ist das Ergebnis eines durch unterschiedliche Umweltfaktoren bewirkten Ausleseverfahrens; nur optimal an die jeweiligen Standortbedingungen angepasste Arten sind auf Dauer konkurrenzfähig. Damit können sie jedoch auch umgekehrt als Indikatoren gewertet werden, die Rückschlüsse auf nicht direkt meßbare Standortfaktoren zulassen. Ein Hilfsmittel hierfür sind die ELLENBERG'schen Faktorenzahlen (vgl. ELLENBERG 1979), die eine rasche Abschätzung des ökologischen Verhaltens von fast 2000 mitteleuropäischen Arten gegenüber klimatischen Bedingungen (Licht, Temperatur, Kontinentalität) und Bodenfaktoren (Feuchte, Bodenreaktion, Stickstoffversorgung) ermöglichen. Anhand dieser Zeigerwerte soll im Folgenden untersucht werden, inwieweit sich die doch sehr extremen Standortbedingungen der Bahnhöfe auf deren Artenspektrum auswirken bzw. inwieweit aus der Artenzusammensetzung einzelner Bahnhöfe auf unterschiedliche Standortbedingungen innerhalb des Untersuchungsgebiets geschlossen werden kann. Die mittleren Zeigerwerte des Gesamtartenspektrums und des Artenbestands der einzelnen Bahnhöfe sind in Tab. 3 enthalten.

5.5.1 Verteilung der Arten nach Lichtzahlen

Bahnanlagen sind in der Regel als ausgesprochen lichtexponierte Standorte einzustufen. Zwar sind auf fast allen Bahnhöfen entlang von Hecken und Zäunen, an Gebäuden usw. auch (zeitweise) beschattete Flächen anzutreffen, doch nehmen sie meist nur einen sehr geringen Teil der Gesamtfläche ein. An der Artenzusammensetzung der Bahnhofsflora sind daher, wie Abb. 5 zeigt, überwiegend 'lichtliebende' Pflanzen (Lichtfaktoren L7-L9) beteiligt; zu ihnen gehören viele der mit großer Stetigkeit und Menge auf den Bahnhöfen vertretenen Arten, wie *Poa compressa* (L9), *Melilotus alba* (L9), *Achillea millefolium* (L8), *Arenaria serpyllifolia* (L8), *Conyza canadensis* (L8), *Senecio viscosus* (L8) usw. Die Gruppe der Halbschattenpflanzen (L4-L6) umfaßt vor allem Arten, die zwar mit oft hoher Stetigkeit, meist aber nur in relativ kleinen Beständen anzutreffen sind, wie *Atriplex patula* (L6), *Potentilla reptans* (L6), *Lapsana communis* (L5) und *Epilobium montanum* (L4). Nur

Tabelle 3

Mittlere Zeigerwerte des Gesamtartenspektrums und des Artenbestands der untersuchten Bahnhöfe (Extremwerte unterstrichen). mL = mittlere Lichtzahl; mT = mittlere Temperaturzahl; mK = mittlere Kontinentalitätszahl; mF = mittlere Feuchtezahl; mR = mittlere Reaktionszahl; mN = mittlere Stickstoffzahl.

	mL	mT	mK	mF	mR	mN
Gesamtartenspektrum	6,9	5,5	3,8	4,9	6,6	5,1
Rien	7,0	5,5	3,8	4,6	6,8	5,6
Feldkirchen	7,1	5,7	3,8	4,6	6,9	5,3
Heinstetten	7,0	5,7	3,9	5,0	6,8	5,9
Grub	6,9	5,4	3,6	4,5	6,7	5,3
Poing	6,9	5,6	3,8	4,8	6,7	5,7
Markt Schwaben	7,0	5,5	3,7	4,9	6,7	5,4
Hörlkofen	7,1	5,5	3,8	5,0	6,6	5,6
Walpertskirchen	7,0	5,5	3,8	5,1	6,7	5,5
Thann-Matzbach	7,0	5,4	3,8	5,0	6,8	5,5
Lengdorf	6,9	<u>5,2</u>	3,5	4,7	6,6	5,5
Isen	6,9	5,4	3,7	4,9	7,0	5,8
Dorfen	7,0	<u>5,7</u>	3,9	4,9	6,8	5,7
Vasentegernbach	7,2	5,4	3,7	4,5	6,4	4,9
Schwindegg	7,1	5,6	3,9	4,9	6,3	5,6
Weidenbach	7,0	5,6	3,8	4,9	<u>6,3</u>	5,8
Amfing	7,1	5,5	3,9	4,8	6,6	5,5
Mühdorf	7,2	5,7	3,6	4,6	<u>7,1</u>	5,2
Waldkraiburg	7,0	5,5	3,8	4,5	6,6	5,2
Jettenbach	7,1	5,6	3,8	4,5	6,7	5,4
Mittergars	<u>7,3</u>	5,6	3,8	<u>4,2</u>	6,8	<u>4,6</u>
Gars	7,0	5,6	3,7	4,4	6,8	5,3
Soyen	7,0	5,4	3,7	4,9	6,8	5,4
Wasserburg (Stadt)	6,9	5,5	3,6	4,6	6,5	5,4
Wasserburg (Bhf)	7,0	5,6	3,8	4,9	6,6	5,5
Ramerberg	<u>6,5</u>	5,5	3,7	<u>5,4</u>	7,1	6,3
Rott (Inn)	6,9	5,4	3,8	4,8	6,4	5,4
Schechen	7,0	5,4	3,8	4,4	6,7	5,0
Edling	7,1	5,3	3,8	4,6	6,6	5,0
Brandstätt	7,0	5,3	3,8	4,6	6,7	5,4
Forsting	7,0	5,5	3,8	4,8	6,8	5,5
Tulling	7,0	5,5	3,9	4,7	6,7	5,6
Steinhöring	7,0	5,5	3,6	4,7	6,6	5,6
Ebersberg	6,9	5,5	3,8	4,8	6,6	5,4
Grafring (Stadt)	6,9	5,4	<u>3,5</u>	4,8	6,9	5,9
Großkarolinenfeld	7,1	5,4	3,7	4,9	6,9	5,3
Ostermünchen	7,0	5,7	<u>4,1</u>	4,9	7,0	5,9
Abbing	6,8	5,5	3,8	5,0	6,8	5,5
Grafring (Bhf)	7,0	5,5	3,8	4,9	6,6	5,5
Kirchseeon	7,0	5,5	3,7	4,7	6,8	5,4
Eglharting	6,8	5,7	3,7	5,0	7,0	<u>6,2</u>
Zorneding	7,0	5,4	3,8	4,8	7,0	6,2
Baldham	7,0	5,5	3,9	4,7	6,8	5,7
Vaterstetten	7,2	5,6	4,0	4,8	6,6	5,4
Haar	7,1	5,6	3,8	4,6	6,8	5,5

zwei Arten – *Carex remota* (L3) und *Carex sylvatica* (L2) – sind als ausgesprochene Schattenpflanzen zu werten; sie wurden in kleinen Beständen auf nur je einem Bahnhof angetroffen und können sicher nicht als 'typische' Bahnhofspflanzen gelten.

Den mit Abstand niedrigsten mittleren Lichtfaktor (mL = 6,5) weist der in einer Waldschneise gelegene Haltepunkt Ramerberg auf (vgl. Tab. 3). Der Anteil ganz oder zeitweise beschatteter Flächen liegt hier sehr hoch (schätzungsweise 40-50 %), wodurch offensichtlich Halbschatten- und Schattenpflanzen deutlich begünstigt werden. An der Artenzusammensetzung dieses Bahnhofs sind verschiedene Querco-Fagetea-Arten wie *Brachypodium sylvaticum* (L4), *Carex sylvatica* (L2), *Impatiens noli-tangere* (L4) und *Salvia glutinosa*

(L4) beteiligt, die wohl aus den umliegenden Waldgesellschaften eingetragen werden und auf den anderen Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes nicht anzutreffen sind.

Der höchste mittlere Lichtfaktor (mL = 7,3) errechnet sich für den Bahnhof Mittergars; auch hierbei handelt es sich um einen kleinen, eigentlich nur aus einem Bahnsteig bestehenden Haltepunkt, der jedoch inmitten von Wirtschaftsgrünland gelegen ist. Beschattete Flächen fehlen hier fast völlig, was einen vollständigen Ausfall von Schattenpflanzen (L1-L4) zur Folge hat. Die Gruppe der Halbschattenpflanzen (L5) ist nur durch die offensichtlich sehr anpassungsfähigen Arten *Aegopodium podagraria* und *Viola arvensis* vertreten.

5.5.2 Verteilung der Arten nach Temperaturzahlen

Die Temperaturzahlen basieren nach ELLENBERG (1979) vorwiegend auf arealgeographischen Grundlagen, geben also das Vorkommen der Arten im mediterran-arktischen bzw. planar-alpinen Wärmegefälle wieder. Leider liegen gerade für viele adventive Arten mit wohl meist mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, wie *Hypericum perforatum*, *Lepidium campestre*, *Minuartia hybrida*, *Salvia verticillata*, *Vulpia myuros* usw. keine Temperaturzahlen vor; es ist daher zu vermuten, daß die mittleren Temperaturzahlen der Bahnhöfe etwas zu niedrig angesetzt sind.

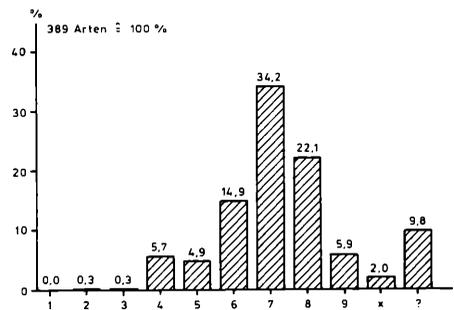
Wie Abb. 6 zeigt, sind fast alle Arten der Bahnhöfe als 'Mäßigwärmezeiger' bzw. 'Wärmezeiger' (Temperaturzahlen T5-T7) einzustufen, wobei Mäßigwärmezeiger (T5) den größten Anteil der Arten stellen; nur 6 der 389 Arten (*Alchemilla vulgaris* (T4), *Knautia dipsacifolia* (T3) und *Picea abies* (T3) – ausnahmslos 'seltene' Arten) gelten als 'Kühlezeiger'. Nur eine Art (*Amaranthus retroflexus*) ist als 'extremer Wärmezeiger' (T9) zu werten.

Die mittlere Temperaturzahl aller vorgefundenen Arten liegt bei 5,5 und weist damit die untersuchten Bahnhöfe als 'mäßigwarme' Standorte aus; die Durchschnittswerte der einzelnen Bahnhöfe schwanken zwischen 5,2 und 5,7 (vgl. Tab. 3). Regionale Klimaschwankungen zwischen den einzelnen Naturräumen des Untersuchungsgebiets wirken sich dabei offensichtlich kaum auf die Temperaturverhältnisse der Bahnhöfe aus. Der Durchschnitt der mittleren Temperaturzahlen liegt bei den im Niederbayerischen Tertiärhügelland (mittl. Jahrestemperatur = 7,7°C) gelegenen Bahnhöfen (Dorfen, Wasentegernbach, Schwindegg, Weidenbach, Ampfing) ebenso wie bei den Bahnhöfen der deutlich kühleren Südlichen Münchener Schotterebene (mittl. Jahrestemperatur 6,9°C), Eglharting und Zorneding, bei 5,6. Dagegen scheint eine schwache (!) Abhängigkeit zwischen Flächengröße und mittlerer Temperaturzahl der einzelnen Bahnhöfe zu bestehen; offensichtlich kann sich auf großen Bahnhöfen (Feldkirchen, Poing, Dorfen, Mühldorf, Wasserburg Bhf.) ein etwas wärmeres Lokalklima ausbilden, so daß die mittleren Temperaturzahlen großflächiger Bahnhöfe meist geringfügig über dem Durchschnitt liegen.

Die stärksten Abweichungen von der in Abb. 6 dargestellten 'durchschnittlichen' Verteilung der Temperaturzahlen weisen auch hier kleinflächige Haltepunkte auf; so sind im Bereich des Haltepunktes Lengdorf, der mit mT = 5,2 der 'kälteste' Bahnhof des Untersuchungsgebietes ist, keine Wärmezeiger vertreten, der mit mT = 5,7 zu den wärmsten Bahnhöfen zählende Haltepunkt Eglharting unterscheidet sich vor allem durch einen auffallend hohen Anteil von 'T6-Arten' vom Artenspektrum der anderen Bahnhöfe. In beiden Fällen sind diese Abweichungen nicht durch besondere Standortbedingungen interpretierbar, vermutlich kommen hier kleinklimatische Temperaturschwankungen zum Ausdruck.

5.5.3 Verteilung der Arten nach Kontinentalitätszahlen

Gemäß der Lage des Untersuchungsgebietes im Übergangsbereich zwischen ozeanischem und kontinentalem Klima finden sich, wie Abb. 7 zeigt, auf

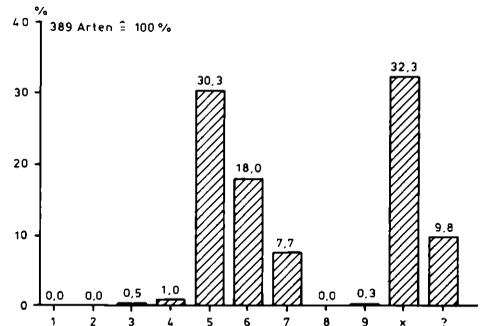


Lichtzahl (L): Vorkommen in Beziehung zur relativen Beleuchtungsstärke (r.B.)

- | | |
|--------------------------|------------------------------|
| 1+2: Tiefschattenpflanze | 8: Lichtpflanze |
| 3+4: Schattenpflanze | 9: Vollichtpflanze |
| 5+6: Halbschattenpflanze | x: indifferentes Verhalten |
| | ?: kein Zeigerwert vorhanden |

Abbildung 5

Lichtzahlenspektrum von 389 Arten der floristischen Kartierung; (7 = Halblichtpflanze)



Temperaturzahl (T): Vorkommen im Wärmegefälle mediterran - arktisch bzw. planar - alpin

- | | |
|-----------------------|------------------------------|
| 1+2: Kältezeiger | 8+9: extremer Wärmezeiger |
| 3+4: Kühlezeiger | x: indifferentes Verhalten |
| 5+6: Mäßigwärmezeiger | ?: kein Zeigerwert vorhanden |
| 7: Wärmezeiger | |

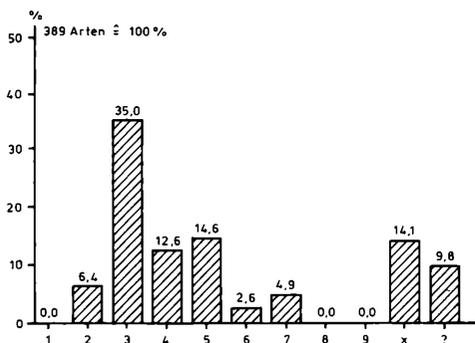
Abbildung 6

Temperaturzahlenspektrum von 389 Arten der floristischen Kartierung

den untersuchten Bahnhöfen vorwiegend Arten ozeanisch-subozeanischer (K3) bis intermediärer (K5) Verbreitung. Hinzu kommt eine vergleichsweise geringe Anzahl von Arten mit ozeanischem (*Holcus mollis*, *Heracleum sphondylium*, *Crepis capillaris*) bzw. subkontinentalem (*Berteroa incana*, *Centaureum pulchellum*, *Erophila verna*, *Lactuca serriola* usw.) Verbreitungsschwerpunkt. Wie auch OTTE & LUDWIG (1987) bestätigen, scheint dabei das Verbreitungsmuster atlantischer bzw. kontinentaler Arten vor allem von den Boden- und Temperaturbedingungen der Standorte abhängig zu sein; ein eindeutiges Kontinentalitätsgefälle innerhalb des Untersuchungsgebietes ist, wie Tab. 3 zeigt, nicht zu erkennen.

5.5.4 Verteilung der Arten nach Feuchtezahlen

Während sich Klimafaktoren (Temperatur, Kontinentalität) relativ gleichmäßig auf die gesamte Fläche der einzelnen Bahnhöfe auswirken, unterliegen die im Folgenden beschriebenen Bodenfaktoren oft sehr kleinräumigen Schwankungen, die zur Ausbildung eines sehr typischen Gesellschaftsmosaiks innerhalb der Bahnanlagen führen. So sind neben den trockenen, feinmaterialarmen, durchlässigen Böden im Bereich der Gleisanlagen auch humus- und feinerdereiche, stärker betretene, befahrene



Kontinentalitätszahl (K): Vorkommen im Kontinentalitätsgefälle von der Atlantikküste bis ins Innere Eurasien

- | | |
|---------------------|------------------------------|
| 1: euozeanisch | 8: kontinental |
| 2+3: ozeanisch | 9: eukontinental |
| 4: subozeanisch | x: indifferentes Verhalten |
| 6+7: subkontinental | ?: kein Zeigerwert vorhanden |

Abbildung 7

Kontinentalitätszahlenspektrum von 389 Arten der floristischen Kartierung; (5 = intermediär)

oder verdichtete Böden zu finden, die oft ausgesprochen feucht bis staunäß sind. Hier können sich auch Frische- und Feuchtezeiger ansiedeln. Doch auch auf oberflächlich stark austrocknenden Flächen sind nicht selten feuchtigkeitsbedürftige Pflanzen anzutreffen; meist handelt es sich hierbei um ausgesprochene Tiefwurzler, die die Wasservorräte tiefergelegener Bodenschichten nutzen können. Als 'Paradebeispiel' kann hier *Phragmites australis* dienen; die von ELLENBERG (1979) als 'Wasserzeiger' (F10) gewertete Pflanze kann durch ihr bis zu 2 m (!) tief reichendes Wurzelsystem grundwasserbeeinflusste Bodenschichten in größerer Tiefe nutzen und ist daher, nicht selten mit Trockeniszeigern vergesellschaftet, auch auf oberflächlich sehr trocken wirkenden Böden anzutreffen.

Das in Abb. 8 a dargestellte Feuchtezahlenspektrum weist einen deutlichen Schwerpunkt im Bereich der Frischezeiger (F4-F5) auf. Der Anteil der Trockeniszeiger am Gesamtartenspektrum ist mit 14 % überraschend gering und wird durch die Feuchtezeiger (F6-F8) übertroffen! Sicher nicht als 'bahnhofstypisch' gewertet werden können allerdings die auf einer staunassen Fläche im Bahnhof Walpertskirchen angetroffenen Wasserzeiger *Typha latifolia*, *Veronica beccabunga* und *Glyceria plicata*.

Der Anteil an Trocken-, Frische- und Feuchtezeigern am Artenbestand der einzelnen Bahnhöfe und damit deren mittlere Feuchtezahl ist in erster Linie von den jeweiligen Flächenanteilen durchlässiger bzw. feinmaterialreicher und verdichteter Böden abhängig; auch durch stärkere Beschattung kann das Austrocknen der Böden verzögert werden. Die stärksten Abweichungen der mittleren Feuchtezahlen von Durchschnitt des Gesamtartenspektrums ($\bar{m}F = 4,9$) zeigen daher auch hier kleine Haltepunkte mit geringer Standortvielfalt: Der nur aus einem beküesteten Bahnsteig bestehende Bahnhof Mittergars weist mit $mF = 4,2$ den niedrigsten, der stark beschattete und durch einen hohen Anteil humoser Böden gekennzeichnete Bahnhof Ramerberg mit $mF = 5,4$ den höchsten mittleren Feuchtewert auf. Die Feuchtezahlenspektren beider Haltepunkte (Abb. 8b) lassen eine deutliche Schwerpunktverlagerung zu Trockeniszeigern (Mit-

tergars) bzw. Feuchtezeigern (Ramerberg) erkennen.

Keinen erkennbaren Einfluß auf die mittleren Feuchtezahlen der einzelnen Bahnhöfe haben überraschenderweise die innerhalb des Untersuchungsgebiets stark schwankenden Niederschlagsmengen; so liegen die mittleren Feuchtezahlen der im Niederbayerischen Tertiärhügelland gelegenen Bahnhöfe ebenso wie die der erheblich niederschlagsreichen Inn-Chiemsee-Salzach-Jungmoräne im Durchschnitt bei 4,8. Der Grund hierfür dürfte vor allem in der meist sehr hohen Durchlässigkeit der Böden liegen, die auch große Niederschlagsmengen rasch versickern läßt.

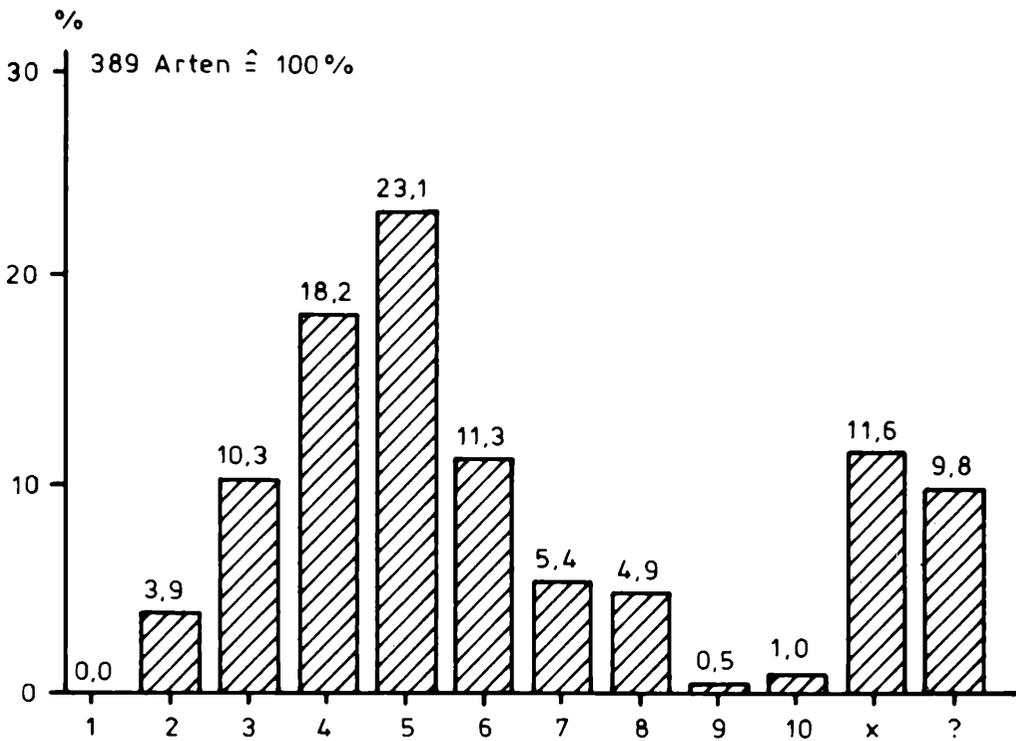
5.5.5 Verteilung der Arten nach Reaktionszahlen

Die Reaktionszahl beschreibt das Vorkommen der Arten in bezug zu Bodenreaktion und Kalkgehalt, wobei – wie ELLENBERG (1979) ausdrücklich betont – stets das ökologische (unter Konkurrenzdruck zu beobachtende) Verhalten der Arten gewertet wird. Die physiologische Amplitude der meisten höheren Pflanzenarten ist im Vergleich dazu erheblich größer, was wohl das überraschend starke Auftreten von Säurezeigern (Abb. 9) auf den fast ausnahmslos neutralen bis basischen (vgl. Kap. 3.1), meist aber (durch Herbizide) offengehaltenen und damit konkurrenzarmen Standorten der Bahnhöfe erklärt. Zwar kommen ausgesprochene Säurezeiger, wie *Avenella flexuosa* (R2), *Rumex acetosella* (R2), *Hieracium laevigatum* (R2) nur vereinzelt vor, doch sind nach ELLENBERG (1979) auch viele der auf den untersuchten Bahnhöfen häufigen Arten, wie *Senecio viscosus* (R4), *Arabidopsis thaliana* (R4), *Hypericum maculatum* (R3) und *Epilobium angustifolium* (R3) im allgemeinen eher auf sauren Substraten anzutreffen.

Demzufolge kann auch den mittleren Reaktionszahlen im Hinblick auf die Beurteilung des Basengehaltes bzw. des pH-Wertes verschiedener Standorte nur ein geringer Aussagewert zugemessen werden. Der für das Gesamtartenspektrum errechnete Mittelwert von 6,6 läßt gemäß der ELLENBERG'schen Werteskala auf einen schwach sauren bis neutralen Standort schließen, was mit den Ergebnissen der pH-Wert-Messungen sicher nicht übereinstimmt. Auch aus den mittleren Zeigerwerten der einzelnen Bahnhöfe kann nicht auf ein tatsächliches pH-Wert-Gefälle geschlossen werden: So erreicht die mittlere Reaktionszahl für den Bahnhof Weidenbach mit $mR = 6,3$ den niedrigsten, für Mühlendorf ($mR = 7,1$) den höchsten Wert. Die pH-Werte der in Weidenbach entnommenen Bodenproben ergaben dagegen einen Mittelwert von 8,1 und lagen damit sogar noch höher als die des Bahnhofs Mühlendorf ($\bar{p}H: 7,9$).

5.5.6 Verteilung der Arten nach Stickstoffzahlen

Bahnhöfe weisen in der Regel neben den meist ausgesprochen nährstoffarmen Kies- und Schotterflächen der eigentlichen Gleisbereiche auch nährstoffreichere Standorte auf; hierzu gehören vor allem humusreichere Flächen in den Randbereichen der Bahnhöfe, aufgelassenen Schrebergärten oder durch Ladegutrückstände eutrophierten Ladegleisen und -rampen. Sie nehmen zwar nur einen vergleichsweise geringen Flächenanteil ein, sind aber



Feuchtezahl (F): Vorkommen im Gefälle der Bodenfeuchtigkeit

1+2: Starktrochniszeiger

9: Nässezeiger

3+4: Trockniszeiger

10: Wechselwasserzeiger

5+6: Frischezeiger

x: indifferentes Verhalten

7+8: Feuchtezeiger

?: kein Zeigerwert vorhanden

Abbildung 8 a

Feuchtezahlenspektrum von 389 Arten der floristischen Kartierung

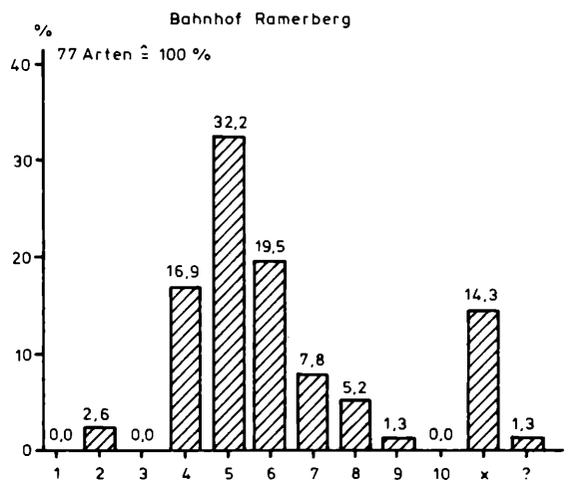
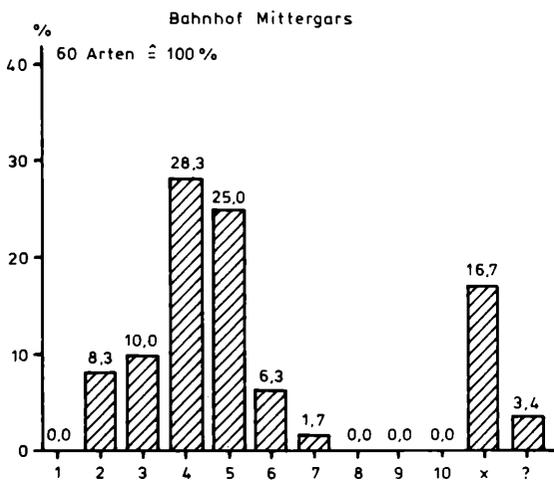
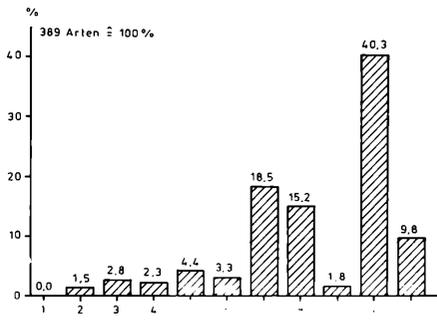


Abbildung 8 b

Feuchtezahlenspektrum der Bahnhöfe Mittergars und Ramerberg



Reaktionszahl (R): Vorkommen im Gefälle von Bodenreaktion und Kalkgehalt

1+2: Starksäurezeiger
 3+4: Säurezeiger
 5+6: Mäßigsäurezeiger
 7+8: Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger
 9: Basen- und Kalkzeiger
 x: indifferentes Verhalten
 ?: kein Zeigerwert vorhanden

Abbildung 9

Reaktionszahlenspektrum von 389 Arten der floristischen Kartierung

dennoch Wuchsorte vieler Stickstoffzeiger. Das Stickstoffzahlenspektrum des Gesamtartenbestandes ist daher durch eine starke Streuung von 'Magerkeits'- und Stickstoffzeigern gekennzeichnet (Abb. 10 a). Der Mittelwert aller Stickstoffzahlen liegt bei 5.1, was jedoch nicht darüber hinwegtäuschen darf, daß Bahnhöfe auch im Hinblick auf die Nährstoffversorgung keinen 'mittelmäßigen' Standort, sondern eine Summe von Extremstandorten darstellen!

Dies wird besonders am Artenbestand kleiner Haltepunkte (vgl. Abb. 10 b) deutlich: So ist im Stickstoffzahlenspektrum des stark frequentierten S-Bahnhofs Eglharting (mN = 6,2) ein deutlicher Schwerpunkt im Bereich der Stickstoffzeiger zu erkennen, was einerseits auf das völlige Fehlen nährstoffarmer Kies- und Schotterflächen (Gleisbereich vegetationsfrei, Bahnsteige gepflastert, keine Restflächen), zum anderen auf einen ständigen Nährstoffeintrag (Abfälle, Hundekremente) zurückzuführen ist. Der mit mN = 4,2 'nährstoffärmste' Bahnhof Mittergars (nur bekieser Bahnsteig und Gleisfläche) weist neben einem überdurchschnittlich hohen Anteil an Magerkeitszeigern auch viele Stickstoffzeiger auf, was auf eine beginnende Eutrophierung der ursprünglich nährstoffarmen Kiesflächen durch den Personenverkehr schließen läßt.

5.6 'Rote-Liste'-Arten der Bahnhöfe

Von den in der 'Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns' (SCHÖNFELDER, 1986) erfaßten Arten sind auf den untersuchten Bahnhöfen 10 Arten vertreten (vgl. Abb. 11); dies entspricht 2,6 % der Gesamtartenzahl. Sie sind auch im Bereich der Bahnhöfe meist sehr selten; die höchste Stetigkeit erreicht *Dianthus carthusianorum*, die in relativ großer Individuenzahl auf 4 Bahnhöfen anzutreffen ist; von *Arabis glabra*, *Dianthus armeria* und *Orobancha minor* wurden nur Einzelexemplare gefunden. Überraschend ist das Auftreten der *Isoeto-Nanojuncetea* (!)-Klassencharakterart *Centaureum pulchellum*, die auf den Bahnhöfen Dorfen und Großkarolinenfeld auf verdichteten Flächen (Lagerplätze, Laderampen) relativ individuenreiche Bestände ausbildet.

6. Die Pflanzengesellschaften der Bahnhöfe

Die Zusammensetzung der auf den Bahnhöfen anzutreffenden Pflanzenbestände galt lange Zeit als

zufällig; noch 1978 (!) gehen CASPERS & GERSTBERGER davon aus, daß „sich die Bahnhofsflora aufgrund der heterogenen Zusammensetzung keinen definierten pflanzensoziologischen Assoziationen zuordnen läßt“. Diese Auffassung kann inzwischen, vor allem durch die Arbeiten von BRANDES (1979, 1980 und 1983), KNAPP (1961) und KREH (1960), wohl als eindeutig widerlegt betrachtet werden; gerade durch die extremen Standortbedingungen der Bahnhöfe wird ein typisches Spektrum gut abgrenzbarer Pflanzengesellschaften ausgelesen, die trotz – oder vielleicht auch gerade wegen – ihrer oftmals fragmentarischen Ausbildung Rückschlüsse auf die Standortfaktoren und -gradienten innerhalb der Bahnhöfe ermöglichen.

6.1 Klasse Sedo – Scleranthetea Br.-Bl. 55 em Th. Müller 61

(Tab. 4, Sp. 1-29)

Die Klasse der *Sedo-Scleranthetea* umfaßt nach KORNECK (in OBERDORFER 1978) „lückige, wärme- und trockenheitsliebende, ausgesprochen heliophile und daher nur im Freiland existenzfähige Pioniergesellschaften auf flachgründigen Fels- und durchlässigen Kies- oder Sandböden.“ Im Bereich der Bahnhöfe sind *Sedo-Scleranthetea*-Gesellschaften daher vor allem auf durch Herbizide oder Baumaßnahmen offengehaltenen Flächen und an den Rändern wenig betretener Wege zu finden, auf ungestörten Standorten werden sie in der Regel rasch von anderen Gesellschaften (meist vom *Dauco-Melilotion*) abgelöst.

Diese 'Gratwanderung' zwischen dem Bedarf an offenen Flächen einerseits und der gerade in diesen Bereichen oft extremen Herbizidbelastung hat offensichtlich eine starke Artenverarmung zur Folge; die im Folgenden beschriebenen Gesellschaften sind daher ausnahmslos als Fragmentgesellschaften einzustufen.

6.1.1 Ordnung Thero-Airetalia Oberd. in Oberd. et al. 67

6.1.1.1 Verband Thero-Airion Tx. 51

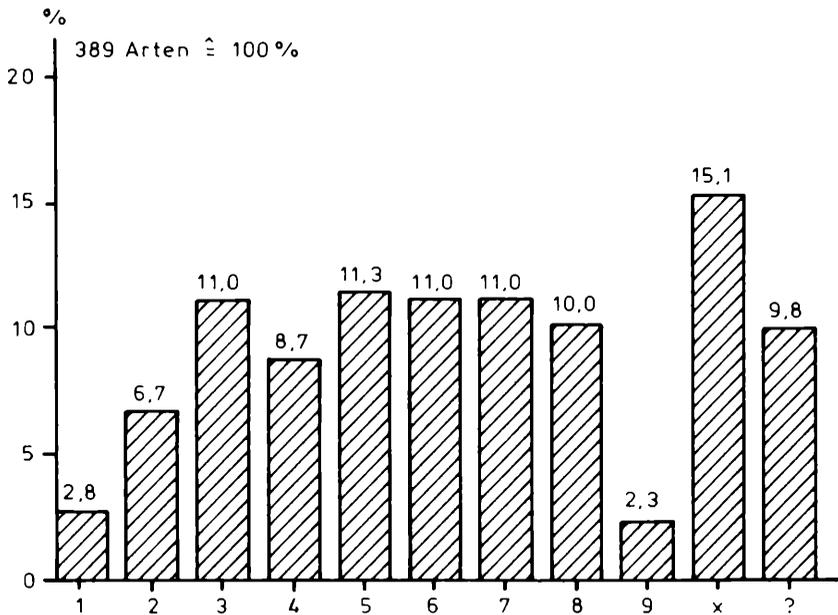
Im Verband *Thero-Airion* werden kleinwüchsige Therophytengesellschaften offener, saurer Fels-, Kies- und Sandböden zusammengeschlossen. Im Untersuchungsgebiet ist nur die Assoziation *Filagini-Vulpium* vertreten.

6.1.1.1.1 Ass.: *Filagini-Vulpium* Oberd. 38

(Tab. 4, Sp. 1)

Vulpia myuros ist im Untersuchungsgebiet relativ selten; in kleinen Beständen ist er zwar auf verschiedenen Bahnhöfen anzutreffen (Feldkirchen, Wasserburg Bhf., Jettenbach), eine Zuordnung zum *Filagini-Vulpium* scheint jedoch nur für einen kleinen Bestand im Bahnhof Jettenbach gerechtfertigt. Die Gesellschaft besiedelt hier eine Kiesfläche im Bereich eines stillgelegten Ladegleises.

Wie Aufnahme 1 zeigt, ist auch diese Gesellschaft nur fragmentarisch ausgebildet; die Assoziationskennarten *Filago minima* und *F. arvensis* sind nicht vertreten. Die relativ starke Präsenz 'abbauender Arten' (KORNECK in OBERDORFER, 1978, S. 25) wie *Hypericum perforatum*, *Poa compressa*, *Calamagrostis epigejos* usw. deuten außerdem darauf hin, daß die Gesellschaft bereits im Abbau begriffen ist.



Stickstoffzahl (N): Vorkommen im Gefälle der Mineral-Stickstoffversorgung

- 1+2: stickstoffärmste Standorte anzeigend
- 3+4: auf stickstoffarmen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen und reichen
- 5+6: mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend
- 7: an stickstoffreichen Standorten häufig
- 8: ausgesprochener Stickstoffanzeiger
- 9: an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert (Verschmutzungszeiger)
- x: indifferentes Verhalten
- ?: kein Zeigerwert vorhanden

Abbildung 10 a

Stickstoffzahlenspektrum von 389 Arten der floristischen Kartierung

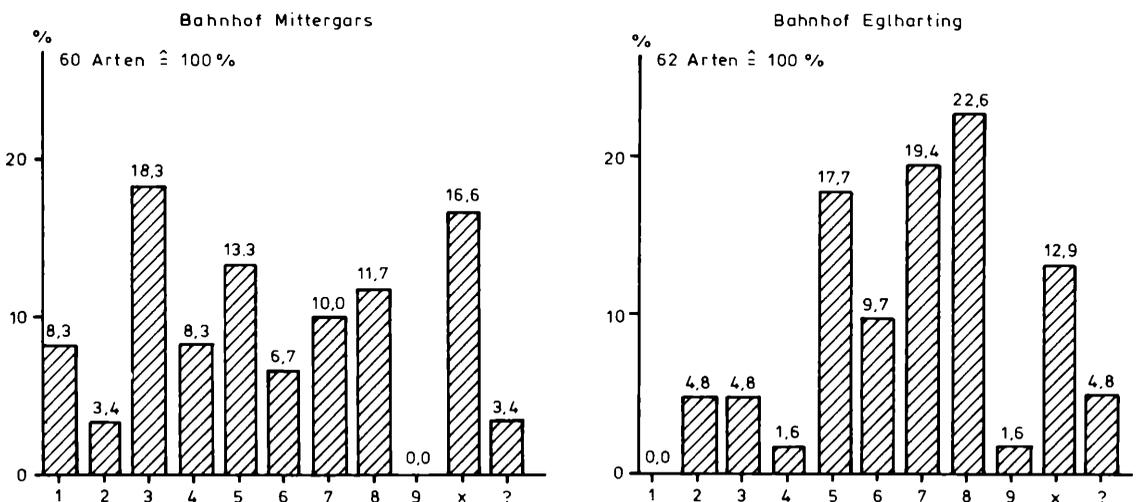
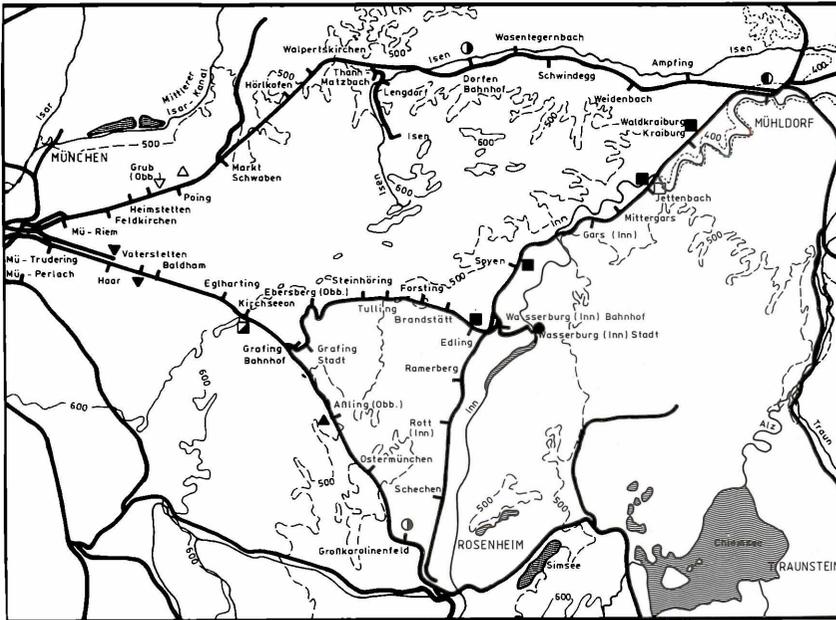


Abbildung 10 b

Stickstoffzahlenspektrum der Bahnhöfe Mittergars und Eglharting



Art	Gefährdungs-kategorie
● <i>Arabis glabra</i>	P
▲ <i>Carex praecox</i>	3
○ <i>Centaureum pulchellum</i>	3
◐ <i>Cornus mas</i>	P
◑ <i>Dianthus armeria</i>	3
■ <i>Dianthus carthusianorum</i>	G
▼ <i>Hieracium arvicola</i>	1
▽ <i>Minuartia hybrida</i>	2
□ <i>Orbanche minor</i>	3
△ <i>Populus nigra</i>	3

Gefährdungskategorien :	
P	potenziell gefährdet
G	geschützt
3	gefährdet
2	stark gefährdet
1	vom Aussterben bedroht

Abbildung 11

Verbreitung von „Rote Liste“-Arten auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebiets

6.1.2 Ordnung *Sedo-Scleranthetalia* Br.-Bl. 55

Die *Sedo-Scleranthetalia*-Gesellschaften sind nach KORNECK (in OBERDORFER 1978) an felsige Standorte gebunden und durch das völlige Fehlen von Sandpflanzen gekennzeichnet. Auf die im Folgenden beschriebenen *Minuartia hybrida*- und *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaften trifft dies nur bedingt zu; sie besiedeln zwar in der Regel Schotterflächen bzw. Pflasterfugen und damit „felsenhähnliche“ Substrate, doch weist das stete Vorkommen von Sandzeigern – insbesondere von *Arenaria serpyllifolia* – darauf hin, daß diese Gesellschaften nur unter Vorbehalt der Ordnung *Sedo-Scleranthetalia* angeschlossen werden können.

6.1.2.1 Verband *Alyssu alyssoidis*-*Sedion albi* Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 61

Saxifraga tridactylites und *Minuartia hybrida* gelten als Verbandskennarten des *Alyssu alyssoidis*-*Sedion albi*. Die von diesen Arten dominierten Fragmentgesellschaften sollen daher dem Verband angegliedert werden.

6.1.2.1.1 *Minuartia hybrida*-Gesellschaft (Tab. 4, Sp. 2)

Eine *Minuartia hybrida*-Gesellschaft besiedelt am S-Bahn-Haltepunkt Grub die Pflasterritzen am Rande eines relativ stark frequentierten Bahnsteigs. Eine nähere Zuordnung zu den Assoziationen des Verbandes ist anhand der vorliegenden Einzelaufnahme nicht möglich, zumal auch keine Literaturhinweise über vergleichbare Bestände vorliegen. Da *Minuartia hybrida* jedoch in der 'Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns' (1986) als 'stark gefährdet' eingestuft wird, soll die Gesellschaft hier als botanische Besonderheit nicht unerwähnt bleiben.

6.1.2.1.2 *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaft (Tab. 4, Sp. 3-12, Foto 1)

Die im Untersuchungsgebiet vorkommenden *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaften haben zu dem *Saxifraga tridactylites*-*Poetum compressae* (KREH 1945), das von KORNECK (in OBERDORFER

1978) als „mehr oder weniger dichter Bestand von *Poa compressa* und *Poa angustifolia* mit spärlich eingestreuten Therophyten wie *Saxifraga tridactylites*, *Arenaria serpyllifolia* usw.“ beschrieben wird, nur geringe floristische Ähnlichkeit, da sowohl *Poa compressa* als auch *Poa angustifolia* in allen *Saxifraga tridactylites*-Beständen vollständig ausfallen (vgl. Tab. 4). Daher soll im Folgenden die Bezeichnung 'Saxifraga tridactylites-Gesellschaft' verwendet werden.

Saxifraga tridactylites ist meist im unmittelbaren Gleisbereich zu finden. Die Pflanze scheint, so paradox es klingen mag, auf einen regelmäßigen Herbizideinsatz angewiesen zu sein; sie wird selbst durch die Pflanzenvernichtungsmittel kaum beeinträchtigt, da sie schon im zeitigen Frühjahr blüht und fruchtet und ihren Vegetationszyklus in der Regel schon vor dem Beginn des Herbizideinsatzes im Mai beendet hat. Die praktisch vegetationsfrei gehaltenen Flächen bieten der konkurrenzschwachen Pflanze jedoch offensichtlich ideale Bedingungen; *Saxifraga tridactylites* bildet hier oft großflächige Reinbestände aus, die durch ihre rötliche Färbung weithin sichtbar sind.

Artenreichere *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaften finden sich in der Regel auf weniger stark herbizidbelasteten Flächen, vor allem in den mittleren Zonen breiterer Gleiszwischenräume. Neben *Saxifraga tridactylites* sind hier vor allem *Arenaria serpyllifolia*, *Medicago lupulina* und *Veronica arvensis* am Bestandsaufbau beteiligt; mit hoher Stetigkeit sind auch *Conyza canadensis* und *Hypericum perforatum* anzutreffen. Anhand des Aufnahmемaterials lassen sich zwei Varianten unterscheiden: eine durch *Trifolium campestre* und *Geranium pyrenaicum* gekennzeichnete 'Normalrasse' (Sp. 3-8), die etwas frischere Standorte kennzeichnet (\varnothing MF = 4,1; vgl. Tab. 4 a) und eine etwas trockenere *Sedum acre*-Variante (Sp. 9-12; \varnothing MF = 3,8), die zu den *Sedum acre-sexangulare*-Gesellschaften überleitet.

6.1.3 Weitere *Sedo-Scleranthetalia*-Gesellschaften

Für die im Folgenden beschriebenen Gesellschaften ist eine eindeutige Zuordnung zu den Ordnungen

und Verbänden der Klasse nicht möglich, da sie entweder keine entsprechenden Kennarten mehr aufweisen oder deutliche floristische Beziehungen zu anderen Klassen haben. Sie sollen hier als ranglose Gesellschaften an die Klasse der *Sedo-Scleranthetea* angegliedert werden.

6.1.3.1 *Sedum acre-sexangulare*-Gesellschaft (Tab. 4, Sp. 13-21, Foto 2)

Die überwiegend aus den Klassenkennarten *Sedum acre* und *Arenaria serpyllifolia* aufgebaute Gesellschaft ist im Untersuchungsgebiet häufig anzutreffen; sie besiedelt vor allem die meist sehr feinerde- und nährstoffarmen Kies- und Feinschotterflächen zwischen den Gleisen, ist aber auch in den Randbereichen nicht befestigter Bahnsteige zu finden, sofern diese voll besonnt sind; eine Beschattung wird nicht ertragen.

Die Herbizidresistenz der Gesellschaft ist gering; zwar sind auch in stark herbizidbelasteten Flächen hin und wieder einige *Sedum acre*-Sämlinge zu finden, eine *Sedum acre*-Gesellschaft kann sich hier jedoch nicht entwickeln. Diese Beobachtung steht im Widerspruch zu GÖDDE (1986), der die Gesellschaft als „typisch für offene, herbizidbelastete Sandböden“ charakterisiert, wird jedoch andererseits von BRANDES (1983) bestätigt; möglicherweise liegt hier eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegen verschiedene Herbizide vor. Von den im Untersuchungsgebiet eingesetzten Herbiziden weist nur das wenig verwendete 'Ustinex Z-Granulat' laut Produktbeschreibung keine ausreichende Wirkung gegen *Sedum*-Arten auf (vgl. 3.4); gegen das großflächig angewandte 'Unkrautvernichtungsmittel 371 DB' sind die *Sedum*-Arten offensichtlich nicht resistent.

Die Gesellschaft läßt sich in eine 'Normalrasse', auf vorwiegend feinerdearmen Substraten (Sp. 13-17) und eine Erodium-Arrhenatherum-Rasse (Sp. 18-21) auf etwas feinmaterialreicheren und damit vermutlich auch frischeren Böden untergliedern. Anhand der mittleren Zeigerwerte läßt sich ein Feuchtigkeits- bzw. Nährstoffgefälle zwischen beiden Rassen jedoch nicht nachweisen (vgl. Tab. 4 a).

6.1.3.2 *Galeopsis angustifolia*-Gesellschaft (Tab. 4, Sp. 22-25, Foto 3)

Auf extrem feinerdearmen Böden, besonders auf den Schottern stillgelegter Gleise, ist auf einigen Bahnhöfen eine *Galeopsis angustifolia*-Gesellschaft anzutreffen. Vergleichbare Aufnahmen werden von BORNKAMM (1973) und BRANDES (1983) als '*Galeopsietum angustifoliae*' zur Klasse der *Thlaspietea rotundifoliae* gestellt, was jedoch wegen des weitgehenden Fehlens von *Thlaspietea*-Arten (mit Ausnahme von *Chaenarrhinum minus* und *Senecio viscosus*, die jedoch in sehr viele Gesellschaften übergreifen) für das vorliegende Aufnahmematerial nicht gerechtfertigt erscheint. Die Bestände sollen daher hier nur als ranglose '*Galeopsis angustifolia*-Gesellschaft' eingestuft und in Anlehnung an SCHÖNFELDER (1967) und SEIBERT (in OBERDORFER 1977) an die Klasse der *Sedo-Scleranthetea* angeschlossen werden.

6.1.3.3 *Hypericum perforatum*-*Arenaria serpyllifolia*-Gesellschaft (Tab. 4, Sp. 26-29)

Hypericum perforatum entwickelt ein sehr intensives, bis 50 cm tief gehendes Wurzelsystem (KUT-

SCHERA-MITTER 1973) und ist damit in die Gruppe der 'Wurzelunkräuter' einzustufen, die durch Herbizide zwar geschädigt werden, sich aber in der Regel aus ihren unterirdischen Organen neu regenerieren können. Die in den Produktbeschreibungen der Herbizide angegebene 'gute Bekämpfbarkeit' durch Unkrautvernichtungsmittel 371 DB und Vorox (i) Granulat 371 kann nach eigenen Beobachtungen nicht bestätigt werden.

Auf nährstoffarmen, kiesig-sandigen, meist deutlich herbizidbelasteten Gleiszwickeln finden sich *Hypericum perforatum*-Reinbestände, bei geringerer Belastung eine in der Regel von *Hypericum perforatum*, *Arenaria serpyllifolia* und *Poa compressa* (bezeichnenderweise ebenfalls ein Wurzelkriechpionier!) dominierte, oft sehr artenreiche Fragmentgesellschaft, in die neben den genannten Arten auch *Sedo-Scleranthetea*- und *Chenopodietea*-Arten eindringen.

Die systematische Einordnung dieser Gesellschaft scheint umstritten; während BRANDES (1983) sie als klassenlose Fragmentgesellschaft einstuft, werden vergleichbare Bestände bei GÖDDE (1986) als „zu den *Sedo-Scleranthetea* überleitende Subassoziation des *Bromo-Erigeretum*“ (= *Conyzo-Lactucetum*) gewertet und damit an die Klasse der *Chenopodietea* angegliedert. Da im vorliegenden Aufnahmematerial die *Bromo-Erigeretum*-Kennarten *Bromus tectorum*, *Senecio viscosus*, *Chaenarrhinum minus* und *Linaria vulgaris* nur schwach bzw. gar nicht vertreten sind, soll die Gesellschaft hier in den 'Übergangsbereich' zwischen *Sedo-Scleranthetea* und *Chenopodieta*-Gesellschaften gestellt werden.

6.2 Klasse *Chenopodieta* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 52

(Tab. 4, Sp. 30-55)

Die Klasse der *Chenopodieta* umfaßt nach MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) Gesellschaften offener, nitratbeeinflusster Böden im Bereich der Siedlungen und des Kulturlandes, die überwiegend von Therophyten aufgebaut und daher sehr konkurrenzschwach sind. Sie haben ausgesprochenen Pioniercharakter und werden auf ungestörten Standorten meist rasch von ausdauernden Gesellschaften abgelöst.

Im Bereich der Bahnhöfe besiedeln die *Chenopodieta*-Gesellschaften, ebenso wie auch die *Sedo-Scleranthetea*-Gemeinschaften, die durch Herbizide offengehaltenen Gleisbereiche. Dabei nehmen sie jedoch die etwas nährstoffreicheren Standorte, wie Ladegleise und Lagerplätze, ein. Dennoch gibt es zwischen beiden Klassen fließende Übergänge; so sind die *Chenopodieta*-Arten *Conyza canadensis* und *Senecio vulgaris* auch in den meisten *Sedo-Scleranthetea*-Gesellschaften zu finden; umgekehrt treten *Arenaria serpyllifolia*, *Medicago lupulina*, *Trifolium campestre* und sogar *Sedum acre* mit relativ hoher Stetigkeit in *Chenopodieta*-Gesellschaften auf. (vgl. Tab. 4).

6.2.1 Ordnung *Sisymbrietalia* J. Tx. in Lohm. et al. 62

6.2.1.1 Verband *Sisymbrium officinalis* Tx. et al. in Tx. 50

Das *Sisymbrium officinalis* hat seinen Schwerpunkt innerhalb menschlicher Siedlungen. Es ist als einziger *Chenopodieta*-Verband auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes vertreten.

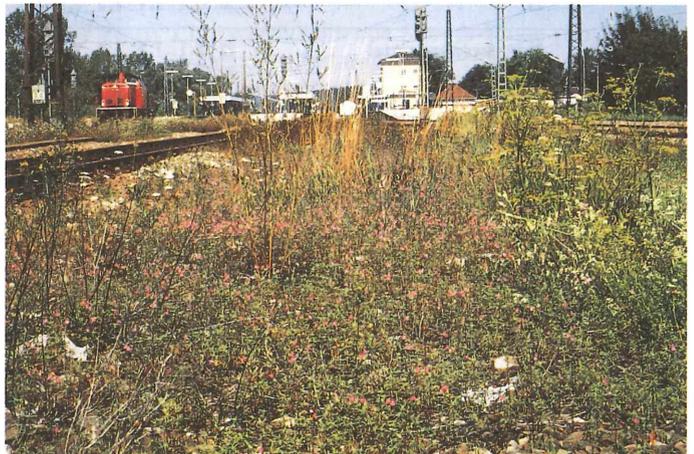
1 Die Gesellschaft von *Saxifraga tridactylites* (Bahnhof Rott/Inn) ist typisch für den unmittelbaren Gleisbereich, wo das Schotterbett durch Herbizide von langlebiger Vegetation freigehalten wird.



2 Die *Sedum acre*-sexangulare-Gesellschaft (Bahnhof Jettenbach), besiedelt sehr feinerde- und nährstoffarme Kies- und Feinschotterflächen zwischen den Gleisen. Gegen Herbizide ist die Gesellschaft sehr empfindlich, man findet sie daher häufig zwischen aufgelassenen Gleisen.



3 Die *Galeopsis angustifolia*-Gesellschaft (Bahnhof Grafing) wächst auf den groben, feinerdearmen Schottern stillgelegter Gleise, die nicht mit Herbiziden behandelt werden.



4 *Senecio-viscosus*-Dominanzbestände (Bahnhof Kraiburg/Waldkraiburg) wachsen zwischen Ladegleisen, wo Düngemittel und Kohlenasche verstreut ist. Die Bestände bauen sich aufgrund der Allgegenwart ihrer Samen noch im Spätsommer auf, wenn die Herbizidapplikation nicht mehr wirksam ist.



Tabelle 4 a

Zeigerwerte Sedo-Scleranthetea- und Chenopodietea-Gesellschaften

Spalte	Gesellschaft	Dhf	pH	nL	nT	nK	nF	nR	nM	OnL	OnT	OnK	OnF	OnR	OnM
1	Filagini - Vulpietum	19	0,0	7,3	5,4	4,1	4,5	6,6	5,4	7,3	5,4	4,1	4,5	6,6	5,4
2	Miuartia hybrida - Ges.	4	-,-	7,4	5	4,3	4,2	8,5	5,3	7,4	5,0	4,3	4,2	8,5	5,3
3	Saxifraga tridactylites -	21	8,0	7,5	5,4	3,5	3,8	6,5	3,6	7,4	5,6	3,8	4,1	6,9	4,4
4	Gesellschaft,	21	8,1	7,3	5,4	3,6	3,6	6,4	3,0						
5	Normalvariante	30	8,3	7,1	5,3	3,6	4,7	6,8	5,4						
6		6	8,7	7,1	5,5	3,8	4,2	6,4	4,6						
7		26	-,-	7,4	5,7	3,7	4,4	7,7	4,9						
8		24	9,0	7,8	6,2	4,7	4,0	7,7	4,9						
9	Saxifraga tridactylites -	26	7,7	7,3	5,5	3,0	3,0	7,0	2,8	7,1	5,5	3,4	3,8	6,9	4,2
10	Gesellschaft,	10	8,5	6,8	5,3	3,2	4,3	6,5	5,2						
11	Sedum acre-Variante	17	8,3	6,9	5,5	3,6	4,0	7,5	4,4						
12		26	7,8	7,4	5,6	3,7	3,9	6,4	4,4						
13	Sedum acre - sexangulare -	33	8,6	7,1	5,4	3,8	4,0	6,8	4,2	7,1	5,3	3,5	4,0	7,2	4,5
14	Gesellschaft,	6	8,5	7,5	5,6	4,0	4,0	7,3	4,3						
15	Normalrasse	24	8,5	6,5	5,2	3,4	3,8	7,6	4,7						
16		38	8,0	7,3	5,4	3,2	4,0	7,0	3,9						
17		32	7,6	7,1	5,1	3,2	4,2	7,1	5,5						
18	Sedum acre-sexangulare -	21	8,2	7,0	5,5	3,7	3,8	6,8	3,6	7,2	5,4	3,8	4,0	7,3	4,1
19	Gesellschaft,	27	8,7	7,1	5,4	3,7	3,9	6,9	4,1						
20	Erodium-Arrhenatherum-Rasse	9	8,1	7,5	5,5	3,9	3,9	7,6	4,1						
21		13	7,9	7,3	5,3	3,9	4,4	7,7	4,4						
22	Galeopsis angustifolia -	24	8,8	7,6	6,0	3,5	2,7	8,3	3,7	7,3	5,9	3,9	3,7	7,6	4,6
23	Gesellschaft	8	8,5	6,8	5,8	3,8	4,3	7,3	5,4						
24		38	8,4	7,7	5,9	3,6	3,6	7,2	4,0						
25		17	7,8	7,2	5,8	4,8	4,0	7,5	5,3						
26	Hypericum perforatum -	10	-,-	6,7	5,0	3,5	4,6	6,8	6,0	7,2	5,4	3,8	4,3	6,8	5,1
27	Arenaria serpyllifolia -	24	8,8	7,3	5,6	4,2	4,3	7,0	5,1						
28	Gesellschaft	5	8,1	7,4	5,6	3,5	4,3	7,0	5,2						
29		18	-,-	7,4	5,5	3,8	4,1	6,4	4,2						
30	Hordeetum murini	22	8,1	7,2	6,0	3,5	4,6	7,3	6,4	7,3	5,7	3,7	4,7	7,2	5,9
31		22	7,9	7,3	5,4	3,8	4,7	7,0	5,3						
32	Bromus sterilis -	32	8,3	7,1	5,4	3,6	4,1	7,3	5,7	7,1	5,7	4,0	4,3	6,5	6,0
33	Gesellschaft	24	8,9	7,1	6,1	4,1	4,4	6,8	5,5						
34		21	-,-	7,0	5,8	3,7	4,1	6,2	5,7						
35		32	7,6	6,9	5,5	4,2	4,6	6,9	6,7						
36		18	6,6	7,4	5,9	4,2	4,4	5,3	6,2						
37	Chenopodietum rudeale	19	-,-	7,2	5,7	3,9	4,8	6,5	6,8	7,2	5,7	3,9	4,8	6,5	6,8
38	Conyzo - Lactugetum,	42	-,-	7,6	6,2	5,1	4,2	6,9	4,9	7,3	5,7	4,4	4,6	6,2	5,1
39	Normalrasse	6	8,9	7,2	5,6	4,3	4,4	6,6	4,6						
40		6	8,9	7,1	5,7	4,2	5,1	5,5	5,7						
41		6	8,4	7,2	5,4	3,8	4,7	5,9	5,3						
42	Conyzo - Lactugetum,	24	8,7	7,8	5,4	4,3	4,2	7,5	4,5	7,6	5,8	4,2	4,3	7,1	5,2
43	Setaria - Rasse	24	9,0	7,5	5,9	4,3	4,1	6,7	5,0						
44		8	8,4	7,6	6,1	4,1	4,4	7,3	5,7						
45		13	8,4	7,3	5,7	4,0	4,4	7,0	5,5						
46	Conyza canadensis -	7	8,5	7,3	5,4	4,3	4,5	7,6	4,9	7,2	5,6	4,0	4,4	6,4	5,5
47	Senecio viscosus - Bestaende	30	8,5	7,2	5,5	3,9	4,7	5,6	6,1						
48		38	-,-	7,1	5,9	3,8	4,1	6,0	5,6						
49	Conyza canadensis -	16	-,-	7,5	6,0	4,0	4,4	6,1	5,6	7,4	5,8	4,0	4,4	6,2	5,6
50	Digitaria sanguinalis -	16	7,9	7,2	5,5	4,2	4,5	6,1	5,8						
51	Gesellschaft	15	8,2	7,4	6,0	3,8	4,2	6,4	5,3						
52	Conyza canadensis -	25	-,-	6,9	5,3	3,6	4,7	7,6	5,7	7,0	5,6	3,5	4,7	7,1	5,7
53	Setaria viridis -	22	7,4	6,9	5,4	3,3	4,7	6,4	5,7						
54	Gesellschaft	12	8,2	6,7	5,8	3,6	5,0	6,5	5,6						
55		37	-,-	7,3	6,0	3,6	4,3	7,7	5,6						

6.2.1.1.1 Ass. *Hordeetum murini* Libb. 32
(Tab. 4, Sp. 30-31, Foto 5)

Hordeum murinum ist ein wärmeliebendes einjähriges Gras, das nach MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) in höheren und damit kühleren und niederschlagsreicheren Lagen zurücktritt bzw. ganz ausfällt. Es ist daher im Untersuchungsgebiet (nicht nur auf Bahnhöfen!) selten; ein kleinflächiger Bestand konnte nur auf dem Bahnhof Soyen nachgewiesen werden. Die beiden Aufnahmen in Tab. 4 sind verschiedenen Subassoziationen zuzuordnen:

- a) Das *Hordeetum murini typicum* (Sp. 30) besiedelt eine sehr trockene, sandig-staubige Fläche zwischen einem Lagerschuppen und einer nicht befestigten Zufahrtsstraße. Eine reichliche Nährstoffversorgung ist hier offensichtlich nicht nur auf von der Straße eingetragenen Staub, sondern, dem Geruch nach zu urteilen, auch auf Hundexkremente zurückzuführen. *Hordeum murinum* wird vorwiegend zoochor durch Hunde verbreitet; ihre Häufigkeit in Städten an Laternenfüßen und Hydranten ist dadurch erklärbar.
- b) Eine artenreichere *Hordeetum murinum*-Gesellschaft (Sp. 31) ist im Bahnhof Soyen am Rand eines Parkplatzes zu finden; sie kann wegen des reichlichen Vorkommens von *Lolium perenne* als '*Hordeum murini lolietosum*', also als Entwicklungsstadium in Richtung einer *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft, eingestuft werden.

6.2.1.1.2 *Bromus sterilis*-Gesellschaft
(Tab. 4, Sp. 32-36)

Die *Bromus sterilis*-Gesellschaft steht dem *Hordeetum murini* floristisch nahe und ersetzt dieses in kühleren Lagen. Da *Bromus sterilis* als Verbandskennart auch in anderen Assoziationen des Verbandes auftritt, kann der Gesellschaft kein Assoziationsrang zuerkannt werden; sie wird daher als ranglose *Bromus sterilis*-Gesellschaft dem *Sisymbrium* angeschlossen [vgl. MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983)].

Auf den untersuchten Bahnhöfen ist die *Bromus sterilis*-Gesellschaft ausschließlich im Bereich von Ladegleisen und Lagerflächen anzutreffen, wo offensichtlich durch Ladegutrückstände (vor allem Kunstdünger!) eine reichliche Nährstoffversorgung gewährleistet ist. Dies spiegelt sich auch in den mittleren Stickstoffzahlen wieder, die hier mit $\bar{\Sigma}mN = 6,0$ nach dem *Chenopodietum ruderales* die höchsten Werte innerhalb der *Chenopodietea* erreichen (vgl. Tab. 4 a).

6.2.1.1.3 Ass. *Chenopodietum ruderales* Oberd. 57
(Tab. 4, Sp. 37)

Das *Chenopodietum ruderales* ist nach MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) eine kurzlebige Pioniergesellschaft offener, stickstoffreicher und mäßig trockener bis frischer Böden. Diese Standortbedingungen sind im Bereich der Bahnhöfe kaum zu finden, da die entsprechenden Bodenverhältnisse meist nur in den ungestörten Randbereichen vorhanden sind, in denen Pioniergesellschaften sehr schnell von ausdauernden Gesellschaften abgelöst werden. Das *Chenopodietum ruderales* ist daher im Bereich der untersuchten Bahnhöfe sehr selten; ein eindeutig dieser Assoziation zuzuordnender Bestand ist nur vom Bahnhof Jettenbach be-

legt. Die Gesellschaft besiedelt hier eine unbefestigte Lagerfläche, auf der die Ansiedlung langlebiger Gesellschaften offensichtlich durch zeitweilige Abdeckung des Bodens verhindert wird.

6.2.1.1.4 Ass. *Conyzo-Lactucetum serriolae* Lohm. in Oberd. 57
(Tab. 4, Sp. 38-55)

Die trockenen, sandig-kiesigen bis schotterigen Flächen der Bahnhöfe werden häufig vom *Conyzo-Lactucetum* besiedelt. Da durch den Herbizideinsatz eine Sukzession verhindert wird, bilden sie hier oft langlebige 'Dauerpioniergesellschaften' (HETZEL & ULLMANN 1981).

Auf feinerdearmen und stark herbizidbelasteten Flächen fällt die Assoziationskennart *Lactuca serriola* aus. Die dadurch entstehenden Fragmentgesellschaften werden bei KNAPP (1963) als '*Linaria vulgaris-Bromus tectorum*-Gesellschaft' bezeichnet; GÖDDE (1986) faßt ähnliche Bestände zu einer '*Bromo-Erigeretum*-Gruppe' zusammen. Im vorliegenden Aufnahmematerial treten die Kennarten dieser Gruppe (*Bromus tectorum*, *Linaria vulgaris*, *Arenaria sepyllifolia*, *Chaenarrhinum minus* und *Equisetum arvense*) nur mit geringer Stetigkeit auf oder fallen ganz aus. Dennoch stehen diese verarmten Pioniergesellschaften dem *Conyzo-Lactucetum* nahe und werden als Fragmentgesellschaften dort angegliedert.

- a) Die 'Normalrasse' des *Conyzo-Lactucetum* (Sp. 38-41) ist durch hohe Dominanzen von *Lactuca serriola* gekennzeichnet und besiedelt relativ feinerdereiche Sand- und Kiesflächen, die nicht oder nur gering herbizidbelastet sind; sie ist meist auf breiteren Gleiswickeln oder offenen Kiesflächen in den Randbereichen der Bahnhöfe zu finden.
- b) Eine wärmeliebende *Setaria*-Rasse (Sp. 42-45), in der die Deckungsgrade von *Lactuca serriola* zu Gunsten von *Setaria viridis* deutlich zurückgehen, ist meist auf grobkörnigeren Böden anzutreffen. Auffallend ist in dieser Variante das stetige Auftreten von *Sedum acre*, das auf einen warm-trockenen, relativ nährstoffarmen und allenfalls gering herbizidbelasteten Standort hinweist.
- c) *Conyza canadensis*- und *Senecio viscosus*-Dominanzbestände (Sp. 46-48, Foto 4) deuten meist auf eine extreme Herbizidbelastung ihrer Wuchsorte hin. Beide Pflanzen sind jedoch durch ihre hohe Samenproduktion und ihre Allgegenwart durch Windverbreitung (Anemochorie) in der Lage, offene Bereiche sehr rasch wieder neu zu besiedeln. Die Artenzusammensetzung dieser Fragmentbestände ist sehr variabel und wohl vor allem von der Zeit der Herbizidapplikation vorhandenen Samenpotential in der Umgebung der 'freiwerdenden' Standorte abhängig.
- d) Die *Conyza canadensis-Setaria viridis*-Gesellschaft (Sp. 49-52) entspricht weitgehend der *Conyza canadensis-Digitaria sanguinalis*-Gesellschaft, scheint aber etwas humusreichere und kühlere Standorte zu bevorzugen; ein wesentlicher Unterschied der mittleren Nährstoff bzw. Temperaturzahlen (c: $\bar{\Sigma}mT = 5,8$, $\bar{\Sigma}mN = 5,6$; d: $\bar{\Sigma}mT = 5,6$, $\bar{\Sigma}mN = 5,7$; vgl. Tab. 4 a) ist jedoch nicht zu erkennen.
- e) Die *Conyza canadensis-Digitaria sanguinalis*-Gesellschaft (Sp. 53-55) besiedelt meist grobkörnige Böden. Sie unterscheidet sich von b) vor

allem durch den Ausfall von *Lactuca serriola* und *Sedum acre*. Da *Sedum acre* offensichtlich nur geringe Herbizidresistenz aufweist (siehe auch 6.1.3.1), kann vermutet werden, daß diese Verarmung vor allem auf eine verstärkte Herbizidbelastung zurückzuführen ist.

6.3 Klasse Plantaginea majoris Tx. et Prsg. in Tx. 59

(Tab. 5, Sp. 1-23)

Die Klasse der Plantaginea (Trittpflanzengesellschaften) umfaßt nach TÜXEN und PREISING (1950) Gesellschaften, die den extremen Standortbedingungen ständiger mechanischer Belastung und oft stark verdichteter Böden gewachsen sind. An ihrem Aufbau sind sowohl Therophyten als auch Hemikryptophyten beteiligt, was SISSINGH (1969) dazu veranlaßte, die vorwiegend aus einjährigen Arten aufgebauten Gesellschaften als Verband 'Polygono-Coronopion' aus der Klasse aus-

zugliedern und sie den *Chenopodietea* anzuschließen. Da diese Einteilung von den meisten Autoren nicht übernommen wird, soll im Folgenden die von TÜXEN und PREISING vorgeschlagene Systematik zugrundegelegt werden. Die Klasse umfaßt eine Ordnung mit zwei Verbänden, von denen in unseren Breiten jedoch nur der Verband *Polygonion avicularis* vertreten ist.

6.3.1 Ordnung Plantaginealia majoris Tx. 50

6.3.1.1 Verband Polygonion avicularis Br.-Bl. 31

6.3.1.1.1 Ass. Polygonetum calcati Lohm. 75 (Tab. 5, Sp. 1-8)

In den im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Aufnahmen wurde zwischen den verschiedenen Klein- und Unterarten von *Polygonum avicularis* nicht unterschieden. Die Bezeichnung 'Polygone-

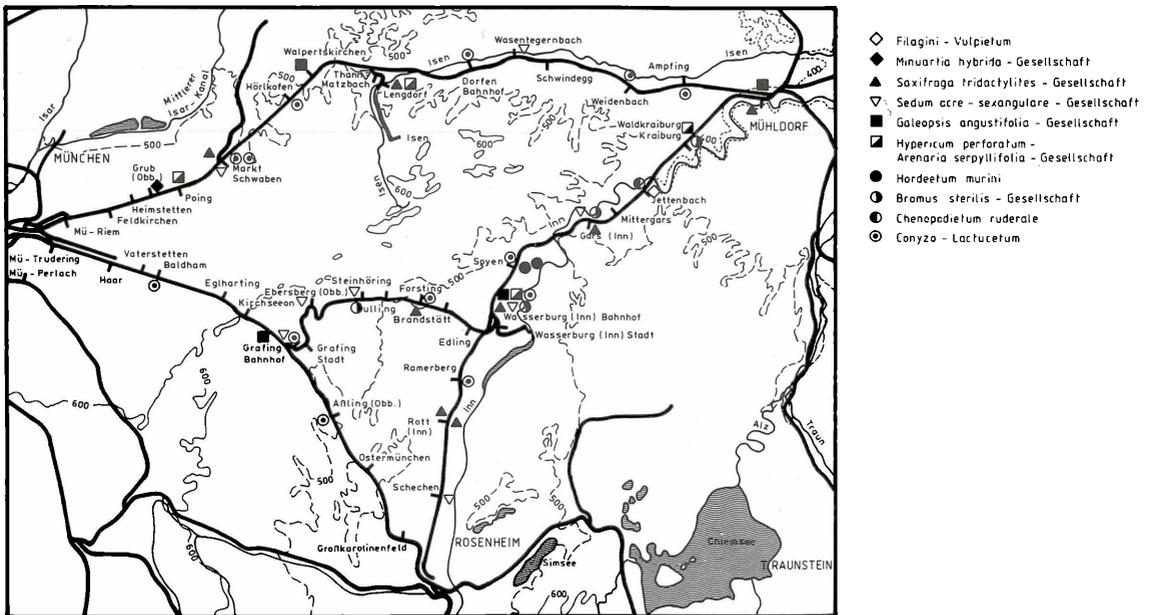


Abbildung 12

Verbreitung von Sedo-Scleranthetea- und Chenopodietea-Gesellschaften auf den untersuchten Bahnhöfen

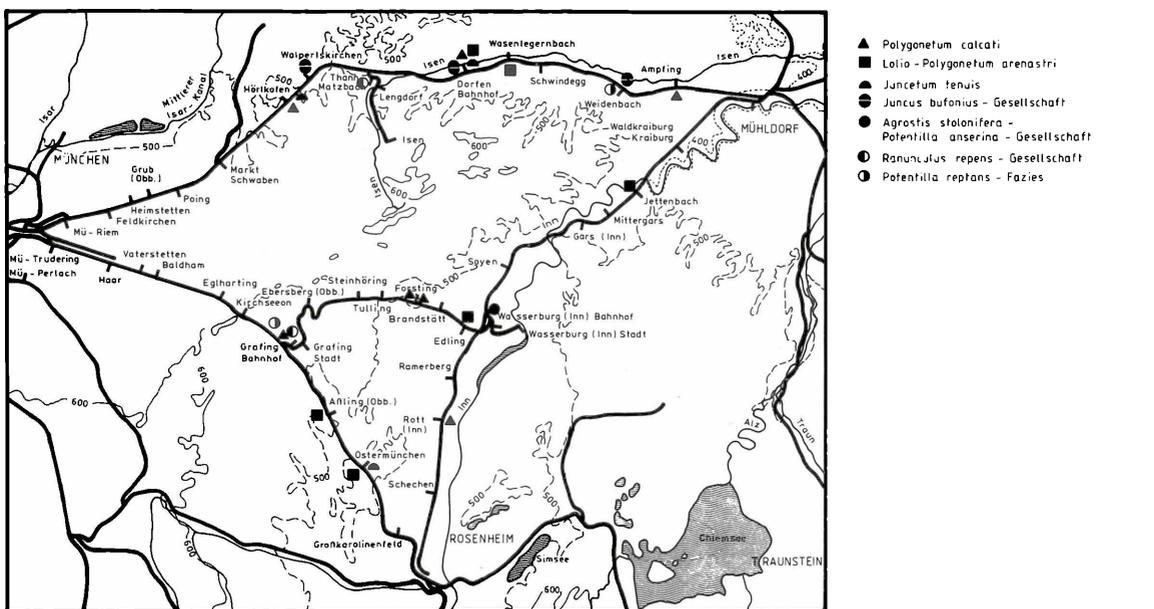


Abbildung 13

Verbreitung von Plantaginea- und Agrostietea-Gesellschaften auf den untersuchten Bahnhöfen

Tabelle 5

Plantaginea- und Agrostietea-Gesellschaften

Spalte

- 1- 4: Polygonetum calcati, typische Subassoziation
- 5- 8: Polygonetum calcati, Poa annua – Subassoziation
- 9-10: Lolio – Polygonetum arenastri
- 11-14: Lolio – Polygonetum trifoliosum repentis
- 15-17: Juncetum tenuis
- 18-20: Juncus bufonius – Gesellschaft, Normalvariante
- 21-23: Juncus bufonius – Gesellschaft, Typha latifolia – Variante
- 24-25: Agrostis stolonifera – Potentilla anserina – Gesellschaft
- 26-28: Ranunculus repens – Gesellschaft
- 29-31: Potentilla reptans – Fazies

seltene Arten s. Tab. 21

Spalten-Nr.	1 1 1 1 1	1 1 1	1 1 2 2 2	2 2 2 2 2	2 3 3				
	1 2 3 4 5 6 7 8	9 0 1 2 3 4	5 6 7	8 9 0 1 2 3	4 5 6 7 8 9 0 1				
Bahnhof	3 3	3 1 3 1 2	1 2 1 1 3 3	3 1	1 1 1	2 2	2 2 2	2 3 3	1
Fläche (qa)	8 8 7 0 2 0 6 6	2 8 5 9 7 6	6 2 7	5 2 2 0 8 8	4 4	9 9 8	8 8 5		
Bedeckungsgrad (%)	1 1	2 3 2 2 3	3 5 1 5	2 5	2 1 1	1 5			
Höhe (ca)	0 0 5 0 4 0 0 4	0 8 2 0 6 0	5 5 0	4 6 5 5 6 2	6 3	5 6 0	8 2 8		
Artenzahl	1 2	1 1 1 2	3 1 1 2 3 4	2 1 2	1 1 2 2 3 1	1 1	1 1 2	1 1	
	6 9 6 3	3 3 7 3 2	9 5 6 9 4 3	4 2 3	7 9 2 1 0 4	3 1	6 6 8	5 2 8	
A1 Eragrostis minor	a l l a a l a l
Arenaria serpyllifolia
A2 Lolium perenne	a l l b a l
d2 Trifolium repens
Agrostis stolonifera
A3 Juncus tenuis
B4 Juncus bufonius
d4 Glyceria plicata
Typha latifolia
Juncus articulatus
BS Potentilla anserina
Juncus inflexus
Odontites rubra
66 Ranunculus repens
Pastinaca sativa
Rubus fruticosus agg
G7 Potentilla reptans
Convolvulus arvensis
Galeopsis angustifolia
K Plantaginea:
Plantago major
Polygonum aviculare
Matricaria matricarioid. (dl)
Poa annua (dl)
Chenopodieae-Arten:
Conyza canadensis
Capsella bursa-pastoris
Senecio vulgaris
Setaria viridis
Chaenarrhinum minus
Sonchus asper
Atriplex patula
Tripleurosperma inodorum
Chenopodium album
Digitaria sanguinalis
Galinsoga ciliata
Polygonum lapathifolium
Artemisietea-Arten:
Epilobium roseum
Artemisia vulgaris
Erigeron annuus
Urtica dioica
Aegopodium podagraria
Epilobium adnatum
Epilobium parviflorum
Daucus carota
Hypericum perforatum
Melilotus alba
Verbascum thapsus
Cichorium intybus
Arrhenatheretea-Arten:
Taraxacum officinale
Dactylis glomerata
Plantago lanceolata
Achillea millefolium
Poa pratensis
Cerastium vulgatum
Poa trivialis
Galium mollugo
Bellis perennis
Crepis capillaris
Leontodon autumnalis
Lotus corniculatus
Trifolium pratense
sonstige Begleiter:
Poa compressa
Equisetum arvense
Trifolium campestre
Veronica arvensis
Medicago lupulina
Hypericum perf.ssp.angust.
Senecio viscosus
Anagallis arvensis
Calamagrostis epigejos
Salix spec. juv.

Tabelle 5 a

Zeigerwerte der Plantaginetea- und Agrostietea-Gesellschaften

Spalte	Gesellschaft	BhI	pH	nL	nT	nK	nF	nR	nH	OmL	OmT	OmK	OmF	OmR	OmH
1	<i>Polygonetum calcati</i> ,	38	--	7,6	6,0	4,7	4,6	8,0	5,8	7,3	5,8	4,0	4,4	7,5	5,8
2	typische Subassoziation	38	--	7,5	5,5	4,0	4,1	8,0	5,3						
3		7	--	6,8	5,9	3,4	4,8	7,3	6,6						
4		30	8,9	7,3	5,7	4,0	4,2	6,7	5,4						
5	<i>Polygonetum calcati</i> ,	12	--	7,0	5,5	3,6	4,5	6,2	5,3	7,4	5,7	3,8	4,6	6,2	5,7
6	<i>Poa annua</i> -Subassoziation	30	8,5	7,4	5,5	4,1	4,9	6,0	6,4						
7		16	--	7,5	6,0	4,0	4,5	5,7	5,3						
8		26	--	7,6	5,6	3,6	4,6	7,0	5,9						
9	<i>Lolio-Polygonetum arenastri</i>	12	8,1	7,1	5,6	3,9	5,3	6,6	6,3	7,3	5,6	4,2	5,1	6,8	6,3
10		28	--	7,5	5,6	4,5	4,9	7,0	6,2						
11	<i>Lolio-Polygonetum</i>	15	--	7,2	5,9	3,6	4,8	6,6	6,5	7,2	5,6	3,7	4,9	6,9	6,3
12	<i>trifolietosum repentis</i>	19	--	7,4	5,4	3,6	4,6	7,5	5,5						
13		37	7,8	6,8	5,3	3,5	5,4	6,5	6,5						
14		36	7,8	7,4	5,8	4,1	4,9	6,8	6,5						
15	<i>Juncetum tenuis</i>	36	--	7,3	5,4	4,2	4,5	7,3	5,2	7,2	5,4	4,0	5,1	6,4	5,9
16		12	--	7,2	5,5	3,8	5,3	6,0	6,3						
17		7	7,1	7,0	5,3	4,0	5,6	6,3	6,2						
18	<i>Juncus bufonius</i> -Gesellschaft,	15	--	7,3	5,7	4,0	5,6	5,2	6,3	7,2	5,7	3,8	5,5	5,9	6,2
19	Normalvariante	12	8,4	7,4	5,6	4,0	5,3	6,6	6,0						
20		12	8,0	7,0	5,7	3,5	5,5	5,9	6,3						
21	<i>Juncus bufonius</i> -Gesellschaft,	8	7,8	7,3	5,3	3,5	5,8	6,0	6,0	7,3	5,4	3,7	6,2	5,8	6,1
22	<i>Typha latifolia</i> -Variante	8	8,4	7,4	5,4	3,7	5,8	6,7	6,0						
23		8	--	7,2	5,5	3,9	7,1	4,7	6,2						
24	<i>Agrostis stolonifera</i> -	24	--	7,4	5,0	3,2	5,8	7,5	5,5	7,4	5,0	3,2	5,8	7,8	5,8
25	<i>Potentilla anserina</i> -Ges.	24	--	7,3	5,0	3,2	5,8	8,0	6,1						
26	<i>Ranunculus repens</i> -	9	7,9	7,1	5,3	3,5	4,7	7,8	5,1	7,0	5,5	3,7	5,1	7,7	5,4
27	Gesellschaft	9	8,1	6,9	5,5	3,6	5,1	7,9	5,3						
28		38	8,2	7,1	5,8	4,0	5,4	7,3	5,7						
29	<i>Potentilla reptans</i> -	38	--	6,7	6,0	3,2	4,8	7,2	4,4	6,8	5,9	3,2	4,7	6,9	4,7
30	Gesellschaft	38	7,5	7,1	5,9	3,4	4,2	6,9	4,3						
31		15	8,1	6,6	5,9	3,1	5,1	6,7	5,3						

tum calcati' scheint daher nicht ganz gerechtfertigt; korrekterweise müßte die Gesellschaft wohl eher nach KNAPP (1948) als '*Polygonetum avicularis*' bezeichnet werden. Da jedoch das vorhandene Aufnahmehaterial weitgehend dem '*Polygonetum calcati*' nach LOHMEYER (1975) entspricht, soll diese Bezeichnung im Folgenden beibehalten werden.

Die Gesellschaft besiedelt im Untersuchungsgebiet stark trittbelastete Flächen auf sandig-kiesigem, meist sehr trockenem Boden. Sie ist daher häufig auf Parkplätzen, Laderampen, stark benutzten Wegen und in den Pflasterritten der Bahnsteige zu finden. Wie Tab. 5 zeigt, ist *Eragrostis minor* in allen aufgenommenen Beständen vertreten; sie sind damit ausnahmslos der in OBERDORFER als „stärker den südlichen Verhältnissen genäherte Ausprägung warmer Tieflagen“ beschriebenen *Eragrostis minor*-Subassoziation zuzuordnen. *Eragrostis minor* hat sich in den letzten 50 Jahren entlang der Bahnanlagen in ganz Mitteleuropa ausgebreitet (vgl. PASSARGE 1957, LOHMEYER 1970, NEZADAL 1978) und ist nach OTTE & LUDWIG (1987) inzwischen auch außerhalb von Bahnhöfen, z.B. in gepflasterten Hofeinfahrten in warmen Tieflagen, anzutreffen. Die hohe Stetigkeit dieses Wärmezeigers in den Trittgemeinschaften der untersuchten Bahnhöfe deutet darauf hin, daß gerade auf den offenen, stark besonnten Flächen das eher kühle Klima des Voralpenlandes durch das warm-

trockene Kleinklima der Bahnhöfe stark übertönt wird.

Innerhalb der Subassoziation ist neben einer trockeneren 'reinen' Variante (Sp. 1-4; $\bar{\text{ØmF}} = 4,4$) eine etwas feuchtere Ausprägung mit *Poa annua* und *Matricaria matricarioides* (Sp. 5-8; $\bar{\text{ØmF}} = 4,6$) zu erkennen, die zum *Lolio-Polygonetum arenastri* überleitet.

6.3.1.1.2 Ass. *Lolio-Polygonetum arenastri* Br.-Bl. 30 em. Lohm. 75 (Tab. 5, Sp. 9-14)

Das *Lolio-Polygonetum arenastri* nimmt gegenüber dem *Polygonetum calcati* meist feinerreichere und frischere Flächen mit geringerer Trittbelastung ein und weist daher, wie Tab. 5 zeigt, im allgemeinen auch höhere Deckungsgrade auf. Häufiger als die 'Normalrasse' (Sp. 9-10) ist im Bereich der Bahnhöfe das '*Lolio-Polygonetum trifolietosum repentis*' anzutreffen (Sp. 11-14), das zum *Cynosurion* überleitet.

6.3.1.1.3 Ass. *Juncetum tenuis* Schwick. 44 (Tab. 5, Sp. 15-17)

Juncus tenuis-Gesellschaften besiedeln im Untersuchungsgebiet vorwiegend frische, meist relativ stark verdichtete, sandige bis schlammige Böden. Sie sind häufig in Fahrinnen von Ladestraßen, Wegen und Parkplätzen, aber auch in Pflasterritten zu fin-

den, sofern eine ausreichende Wasser- und wohl auch Nährstoffversorgung gewährleistet ist. Wie Tab. 5a zeigt, liegen sowohl die mittleren Feuchtwerte als auch die mittleren Stickstoffzahlen relativ hoch ($\bar{\sigma}MF = 5,1$, $\bar{\sigma}mn = 5,9$), was die von OBERDORFER (1976) getroffene Einordnung des *Juncetum tenuis* als „eine durch *Juncus tenuis* aufgewertete *Prunella vulgaris*-*Plantago major*-Waldweggesellschaft“ bestätigt.

6.3.1.1.4 *Juncus bufonius*-Gesellschaft (Tab. 5, Sp. 18-23)

Juncus bufonius-Gesellschaften besiedeln im Bereich der untersuchten Bahnhöfe nicht selten stark verdichtete, oft schlammige, staunasse Böden. Sie sind am Rand von Zufahrtsstraßen, in Fahrinnen und auf unbefestigten Parkplätzen stets dort anzutreffen, wo sich nach ergiebigeren Regenfällen größere und meist recht beständige Pfützen bilden. Dies deutet auf eine starke Beziehung der Gesellschaft zur Klasse der *Isoë to-Nanojuncetea* (wechsellasse Zwergpflanzenfluren) bzw. zum Unterverband *Juncion bufonii* hin, als dessen Verbands-kennart *Juncus bufonius* gilt. Das stete Auftreten von *Agrostis stolonifera* läßt andererseits auch auf eine Verwandtschaft zur Klasse der *Agrostietea* schließen. Die hier aufgrund des steten Vorkommens von Trittpflanzen vorgenommene Zuordnung der Gesellschaft zur Klasse der *Plantaginetea* ist daher mit Vorbehalt zu betrachten.

Die in den Spalten 18-20 der Tab. 5 zusammengestellten Aufnahmen sind als 'Normalform' der *Juncus bufonius*-Gesellschaft zu betrachten. Dagegen stellt die *Typha latifolia*-Variante der Gesellschaft (Sp. 21-23), die im Bahnhof Walpertskirchen eine offensichtlich über einem stauenden Untergrund liegende Kiesfläche besiedelt, als 'Bahnhofsvegetation' wohl ein Kuriosum dar.

6.4 Klasse *Agrostietea stoloniferae* Oberd. in Oberd. et al. 67 (Tab. 5, Sp. 24-31)

Die Klasse der *Agrostietea stoloniferae* umfaßt nach OBERDORFER (1983) „feuchtigkeitsliebende Pioniergesellschaften, die mit rasch wachsenden Kriechsprossen und intensivem Wurzelwerk offene, nährstoffreiche Schlamm- und Tonböden sowie tonige Sandböden rasch zu besiedeln vermögen“. Dabei sind insbesondere die 'Kriechpioniere' *Potentilla reptans* und *Ranunculus repens* auch in der Lage, feinmaterialarme Schotterflächen zu überwachsen, sofern sie mit ihren Adventivwurzeln feuchtere Bodenschichten erreichen können.

Durch die unausgeglichene Artenzusammensetzung der Bestände scheint die systematische Zuordnung umstritten; von TÜXEN (1950, zitiert in OBERDORFER 1983) wurden sie zunächst den *Plantaginetea*, später (1970) den *Molinio-Arrhenatheretea* zugeordnet. Wie Tab. 5 zeigt, läßt sich diese Zuordnung für das vorliegende Aufnahmematerial nicht anwenden: Von der Klasse der *Plantaginetea majoris* unterscheiden sie sich deutlich durch den Ausfall sowohl der *Plantaginetea*-Kennarten als auch der in den *Plantaginetea*-Gesellschaften relativ stetig vertretenen *Chenopodietea*-Arten; auch die *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten sind nur mit geringer Stetigkeit vertreten. Im Folgenden soll daher die von OBERDORFER (1983) verwendete Systematik zugrunde gelegt werden.

6.4.1 Ordnung *Agrostietalia stoloniferae* Oberd. in Oberd. et al. 67

6.4.1.1 Verband *Agropyro-Rumicion* Nordh. 40 em. Tx. 50

6.4.1.1.1 *Agrostis stolonifera*-*Potentilla anserina*-Gesellschaft (Tab. 5, Sp. 24-25)

Diese Gesellschaft ist stark an feinerdereiche, verdichtete bis staunasse Böden gebunden, scheint jedoch starke Trittbelastung nur schlecht zu ertragen und ist daher im Bereich der Bahnhöfe relativ selten. In Tab. 5, Sp. 24-25 ist sie durch zwei Vegetationsaufnahmen belegt, die am Bahnhof Wasserburg Bhf. eine neben einer Zufahrtsstraße gelegene Fläche besiedeln. Die hohen Armmächtigkeiten von *Lolium perenne* und *Trifolium repens* weisen auf eine Beziehung zum *Lolio-Polygonetum arenastri* hin, doch kann die Gesellschaft durch den weitgehenden Ausfall der Trittpflanzen eindeutig der Klasse der *Agrostietea* zugeordnet werden.

6.4.1.1.2 *Ranunculus repens*-Gesellschaft (Tab. 5, Sp. 26-28)

Im Vergleich zur *Agrostis stolonifera*-*Potentilla anserina*-Gesellschaft weisen die *Ranunculus repens*-Bestände offensichtlich auf nährstoffärmere Standorte hin. Sie sind auf alten, relativ feinerdehaltigen Schotterflächen zu finden, sofern eine ausreichende Wasserversorgung durch Spritz- oder Sickerwasser gewährleistet ist. Mit seinem verhältnismäßig tief reichenden Wurzelsystem (KUTSCHERA-MITTELER 1973) ist *Ranunculus repens* offensichtlich auch in der Lage, unter dem Schotter liegende feuchtere Bodenschichten zu nutzen.

Wie Tab. 5 zeigt, ist die Artenzusammensetzung der Bestände sehr uneinheitlich; vor allem Arten der *Molinio-Arrhenatheretea*, aber auch der *Artemisietea* sind mit relativ hoher Stetigkeit vertreten, wogegen die *Chenopodietea*-Arten vollständig ausfallen. Dies deutet auf eine beginnende Weiterentwicklung der Bestände zu *Arrhenatheretea*- bzw. *Dauco-Melilotion*-Gesellschaften hin.

6.4.1.1.3 *Potentilla reptans*-Fazies (Tab. 5, Sp. 29-31)

Als einzige *Agrostietea*-Art ist *Potentilla reptans* auch auf extrem feinerdearmen Kies- und sogar Grobschotterflächen zu finden, die sie, meist ausgehend von feinmaterialreicheren Flächen, mit ihren Kriechtrieben überzieht. Die gebildeten Adventivpflänzchen werden dabei offensichtlich so lange von der Mutterpflanze versorgt, bis ihre Wurzeln unter dem Schotter eine ausreichend wasser- und nährstoffhaltige Bodenschicht erreicht haben. Auf diese Weise entstehen oft großflächige, meist mit *Convolvulus arvensis* vergesellschaftete *Potentilla reptans*-Fazies, die, wie Tab. 5 zeigt, im allgemeinen recht artenarm sind. In den Spalten 29-30 sind zwei Aufnahmen von Beständen auf sehr feinerdearmen Schotterflächen wiedergegeben, die zur *Galeopsis angustifolia*-Gesellschaft vermitteln; Spalte 31 zeigt einen weniger extremen Bestand auf einem für die Winterstreuung vorgesehenen Splitt-haufen.

6.5 Klasse *Agropyretea intermedii-repentis* Müller et Görs 69 (Tab. 6)

In der Klasse *Agropyretea intermedii-repentis* werden nach MÜLLER (1978) in OBERDORFER (1983) Pioniergesellschaften trockener bis wechsellückiger Standorte in warmen Gebieten zusammengefaßt. Sie sind soziologisch zwischen den *Artemisietea* und den *Festuco-Brometea* bzw. *Sedo-Scleranthetea* einzuordnen.

Am Aufbau der Bestände sind, im Gegensatz zu den *Agrostietea*-Gesellschaften, die überwiegend von Kriechpflanzen mit **oberirdischen** Ausläufern gebildet werden, **vorwiegend Rhizomgeophyten und ausläufertreibende Hemikryptophyten** beteiligt. Dies ist wohl die Ursache für die relativ hohe Herbizidresistenz der *Agropyretea*-Gesellschaften; die Arten *Carex hirta*, *Poa compressa* und *Equisetum arvense* treiben nach eigener Beobachtung auch nach unmittelbarer Herbizideinwirkung aus den unterirdischen Organen wieder neu aus und zählen daher zu den häufigsten Arten der Bahnhöfe. In den Produktbeschreibungen der eingesetzten Herbizide (vgl. 3.4) werden 'Hufatlich, Segge- und Schachtelhalmarten' als 'nicht ausreichend bekämpfbar' aufgeführt.

Etwas überraschend erscheint zunächst das völlige Ausfallen der namensgebenden Klassencharakterart *Agropyron repens* in allen Gesellschaften der Klasse (vgl. Tab. 6). Dies ist jedoch dadurch zu erklären, daß die Gesellschaften im Bereich der Bahnhöfe bevorzugt die sehr skelettreichen Kies- und Schotterflächen im unmittelbaren Gleisbereich besiedeln, *Agropyron repens* jedoch nach MÜLLER (1978) in OBERDORFER (1983) „auf steinreichen Böden zurücktritt und häufig fehlt“ bzw. durch *Poa compressa* ersetzt wird.

6.5.1 Ordnung *Agropyretalia intermedii-repentis* Müller et GÖRS 69

6.5.1.1 Verband *Convolvulo-Agropyron repentis* GÖRS 66

6.5.1.1.1 Ass. *Poo-Tussilaginetum farfarae* Tx. 31 (Tab. 6, Sp. 1-5)

Die Bezeichnung '*Poo*'-*Tussilaginetum* ist nach BORNKAMM (1974) ungenau, da *Tussilago farfara* und *Poa compressa* nur selten zusammen vorkommen. Da jedoch in dieser Arbeit soweit möglich die von OBERDORFER et al. (1983) verwendete Systematik zugrunde gelegt wird, soll der Name '*Poo-Tussilaginetum farfarae*' beibehalten werden.

Tussilago-farfara-Gesellschaften besiedeln im Bereich der Bahnhöfe meist gut mit Wasser und Nährstoffen versorgte, oft leicht verdichtete Flächen. Sie sind als 'feuchtester' Flügel der *Agropyretea*-Gesellschaften in den Übergangsbereich zu den *Agrostietea* zu stellen; dies wird auch durch die relativ hohe Stetigkeit von *Ranunculus repens* bestätigt. Die Artenzusammensetzung der Gesellschaften ist, wie Tab. 6 zeigt, recht heterogen; durch das verstärkte Auftreten von *Dauco-Melilotion*-Arten in den Aufnahmen 4 und 5 deutet sich der Abbau der Gesellschaft an.

6.5.1.1.2 *Carex hirta*-Gesellschaft (Tab. 6, Sp. 6-13)

Carex hirta bildet in stark herbizidbelasteten Gleiszwischeln, aber auch im Übergangsbereich zwischen Bahngelände und angrenzendem Wirtschaftsgrünland auffällige Dominanzbestände aus, die von BRANDES (1983) und GÖDDE (1986) als sehr artenarm beschrieben werden. Dies kann für das Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden, da, wie Tab. 6 zeigt, auch kleine Probeflächen eine meist beachtlich hohe Artenzahl aufweisen.

Als Wechselfeuchtezeiger besiedelt *Carex hirta* vorwiegend feuchte, mitunter auch leicht verdichtete Böden und kann dabei als ausgesprochener Tiefwurzler auch tieferliegende Wasservorräte unter oberflächlich stark austrocknenden Böden nutzen. Eine Vergesellschaftung mit Trockniszeigern ist daher nicht selten.

Wie Tab. 6 zeigt, lassen sich die *Carex hirta*-Gesellschaften in zwei Varianten unterteilen, von denen die offensichtlich feuchtigkeitsliebendere (Sp. 6-9) eine 'Übergangsgesellschaft' zu angrenzenden *Arrhenatherum*-Gesellschaften darstellt. Sie unterscheidet sich vor allem durch das verstärkte Auftreten von *Arrhenatheretea*-Arten (*Taraxacum officinale*, *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis* usw.) von den meist mit *Hypericum perforatum* vergesellschafteten Beständen der trockeneren Gleiszwischenräume (Sp. 10-13, vgl. Tab. 6a).

6.5.1.1.3 *Polygonum amphibium*-Gesellschaft (Tab. 6, Sp. 14-15)

Hinweise auf von *Polygonum amphibium* var. *terrestre* beherrschte Gesellschaften sind bisher nur bei WITTIG & WITTIG (1986) und GÖDDE (1986) zu finden; die systematische Einordnung dieser Bestände ist daher weitgehend ungeklärt. Da die beiden vorliegenden Aufnahmen sowohl *Carex hirta* als auch *Poa compressa* enthalten, wird die Gesellschaft hier in den Übergangsbereich zwischen *Carex hirta*- und *Poa compressa*-Gesellschaften gestellt.

Die Standortsansprüche der *Polygonum amphibium*-Gesellschaften decken sich weitgehend mit denen der *Carex hirta*-Bestände; auch sie besiedeln wechselfeuchte, oft leicht verdichtete Böden, die oberflächlich stark austrocknen können. Die Herbizidresistenz der *Polygonum amphibium*-Bestände scheint allerdings relativ gering; auf herbizidbelasteten Flächen fällt die Gesellschaft aus und ist wohl vor allem aus diesem Grund im Bereich der Bahnhöfe relativ selten.

6.5.1.1.4 *Poa compressa*-Gesellschaft (Tab. 6, Sp. 16-27)

Die von BRANDES (1979) als „schwer zu bekämpfender Wurzelkriechpionier“ beschriebene *Poa compressa* bildet im Untersuchungsgebiet auf den trockenen, relativ stark herbizidbelasteten Sand- und Kiesflächen der Gleiszwischenräume großflächige Bestände aus, die im Gegensatz zu in der Literatur belegten *Poa compressa*-Gesellschaften durchaus nicht als 'artenarm' bezeichnet werden können (vgl. BRANDES 1979 und 1983). Vergleichbare Gesellschaften wurden von BORNKAMM (1974) als '*Poetum pratensis-compressae*' bzw. '*Poetum anceps-compressae*' (1961) beschrieben, welches von KORNECK (1976/77) in

Tabelle 6 a

Zeigerwerte der Agropyreteae-Gesellschaften

Spalte	Gesellschaft	Bhf	pH	nL	nT	nK	nF	nR	nN	OnL	OnT	OnK	OnF	OnR	OnN
1	<i>Poa - Tuusilaginietum farfarae</i>	42	-,	7,3	5,7	3,6	5,3	7,5	6,3	7,2	5,5	3,8	5,1	7,3	5,9
2		9	8,8	6,9	5,3	3,3	5,3	7,8	6,0						
3		44	8,2	7,3	5,4	4,3	5,0	6,6	6,1						
4		37	-,	7,4	5,6	3,7	5,1	7,4	5,3						
5		42	8,2	7,1	5,3	4,0	5,0	7,3	5,8						
6	<i>Carex hirta</i> - Gesellschaft,	35	7,6	7,6	5,8	3,4	4,6	7,6	3,7	7,1	5,5	3,4	5,2	7,3	5,0
7	<i>Arrhenatherum</i> - Variante	37	8,0	7,0	5,3	3,7	5,4	7,1	5,4						
8		22	7,9	7,2	5,4	3,3	4,9	7,6	4,8						
9		11	8,2	6,6	5,4	3,0	5,7	6,7	6,0						
10	<i>Carex hirta</i> - Gesellschaft,	14	8,0	7,1	5,6	3,6	5,0	5,4	5,2	7,0	5,7	3,9	4,9	6,6	5,2
11	<i>Hypericum</i> - Variante	24	-,	7,0	5,6	4,0	5,0	8,0	6,4						
12		18	-,	6,7	5,9	4,1	5,1	5,0	5,3						
13		24	6,0	7,3	5,8	3,8	4,5	7,8	3,9						
14	<i>Polygonum amphibium</i> -	24	-,	6,8	5,4	3,7	5,7	7,1	6,1	7,1	5,4	3,7	5,3	7,1	5,7
15	Gesellschaft	17	7,7	7,3	5,3	3,6	4,9	7,1	5,2						
16	<i>Poa compressa</i> - Gesellschaft,	22	8,0	7,1	5,3	3,7	4,9	7,5	5,0	7,1	5,6	3,8	4,7	7,5	4,8
17	<i>Equisetum arvense</i> - <i>Setaria</i>	24	8,8	7,6	6,0	4,4	3,9	7,9	4,3						
18	<i>viridis</i> - Variante	9	7,7	6,5	5,4	3,4	5,2	7,2	5,1						
19	<i>Poa compressa</i> - Gesellschaft,	11	-,	7,6	5,2	3,9	4,2	7,8	4,8	7,5	5,5	3,8	4,2	7,5	5,0
20	<i>Achillea millefolium</i> -Variante	31	8,4	7,1	5,5	3,9	4,3	7,1	4,9						
21		2	7,5	7,7	5,2	3,4	4,1	7,4	5,0						
22		39	8,1	7,4	5,6	3,7	4,4	7,2	5,1						
23		2	7,6	7,5	5,6	3,7	4,2	7,7	5,2						
24		44	-,	7,6	5,8	4,2	4,1	7,8	4,8						
25	<i>Poa compressa</i> - Gesellschaft,	22	7,1	7,6	5,0	3,8	3,7	8,0	3,9	7,7	5,2	3,8	3,7	7,9	3,5
26	<i>Sedum acre</i> - <i>Silene cucubalus</i> -	39	8,1	7,7	5,3	3,6	3,8	8,1	4,0						
27	Variante	24	8,4	7,9	5,3	4,1	3,6	7,7	2,7						

OBERDORFER (1978) als Folgegesellschaft des *Saxifraga tridactylitis-Poetum compressae* gewertet wird. Da *Saxifraga tridactylites* und *Poa compressa* im Untersuchungsgebiet jedoch nie zusammen auftreten und sich damit auch keine Hinweise auf eine derartige Beziehung ergeben (vgl. auch 6.1.2.1.2), soll die *Poa compressa*-Gesellschaft hier in Anlehnung an BRANDES (1983) als ranglose Fragmentgesellschaft an die Klasse der *Agropyreteae* angegliedert werden.

Wie Tab. 6 zeigt, lassen sich die Bestände in drei Varianten gliedern:

- Die *Equisetum arvense*-*Setaria viridis*-Variante (Sp. 16-18) besiedelt wechselfeuchte, stark herbizidbelastete Standorte ($\bar{\varnothing}mF = 4,7$; $\bar{\varnothing}mN = 4,0$; vgl. Tab. 6a); bei ausreichender Nährstoffversorgung kann *Equisetum arvense* auch zur Dominanz gelangen (Sp. 18).
- Die *Achillea millefolium*-Variante (Sp. 19-24) bildet häufig großflächige Bestände in trockenen Gleiswickeln ($\bar{\varnothing}mF = 4,2$) aus, besiedelt aber auch Pflasterritzen auf nicht oder wenig genutzten Laderampen und Bahnsteigen. Die Spritzmittelresistenz dieser Variante scheint relativ gering; bei direkter Herbizideinwirkung bleibt nach eigener Beobachtung ein *Poa compressa*-Reinbestand zurück.
- Auf sehr trockenen und nährstoffarmen Böden ist eine *Sedum acre*-*Silene cucubalus*-Variante ($\bar{\varnothing}mF = 3,7$; $\bar{\varnothing}mN = 3,5$) anzutreffen, die offensichtlich zu den *Sedo-Scleranthetea* überleitet.

6.6 Klasse *Artemisietea vulgaris* Lohm., Prsg. et Tx. in Tx. 50 (Tab. 7)

In der Klasse der *Artemisietea* sind nach MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) „eurosibirische nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften sowie ruderaler Beifuß- und Distelgesellschaften“ zusammengefaßt. Sie besiedeln stickstoffreiche, frische bis mäßig trockene Standorte, auf denen sie meist auffällige, vorwiegend aus wintereinjährigen bis mehrjährigen Hemikryptophyten aufgebaute Staudengesellschaften ausbilden.

Die systematische Gliederung der Gesellschaft wurde von verschiedenen Autoren (vgl. TÜXEN 1955, OBERDORFER et al. 1967) sehr unterschiedlich gehandhabt. Zur Vereinheitlichung der verschiedenen Auffassungen wurde die Klasse von MÜLLER (1981) in die Unterklassen *Galio-Urticenea* und *Artemisienea vulgaris* gegliedert, die vor allem durch die Klassenkennart *Urtica dioica* miteinander verbunden sind.

6.6.1 Unterklasse *Galio-Urticenea* Pass. 67 (Tab. 7, Sp. 1-15)

Die Gesellschaften dieser Unterklasse besiedeln nährstoffreiche, frische bis feuchte, teilweise beschattete Standorte. Ursprünglich wohl im Bereich von Ufer-, Saum- und Verlichtungsgesellschaften beheimatet, konnten sie sich im Zuge der fortschreitenden Landschaftseutrophierung stark ausbreiten und bilden heute einen festen Bestandteil der dörflichen Ruderalvegetation. Im Bereich der eher 'trockenen' Bahnhöfe sind diese Gesellschaften relativ selten entlang angelegter Hecken, auf

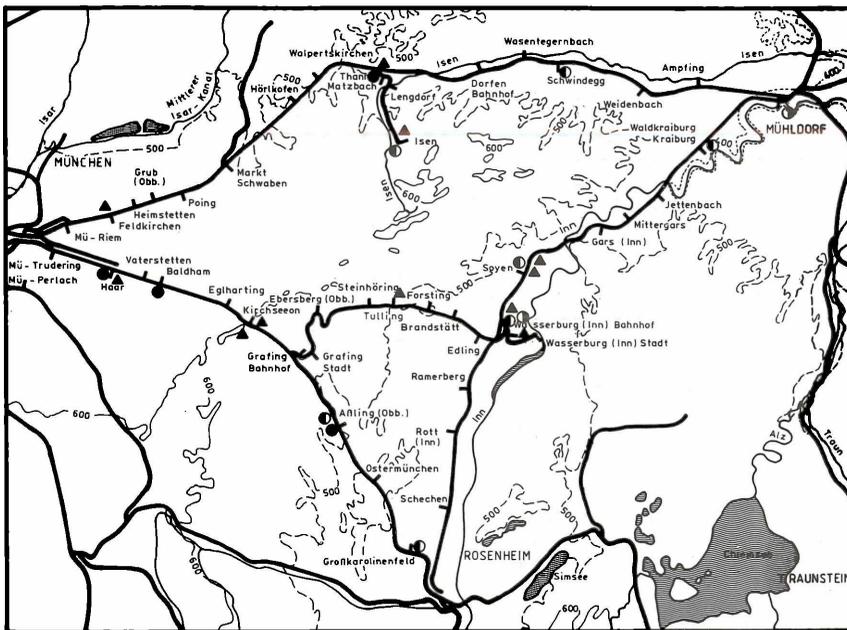
Spalten-Nr.	1 1 1 1 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 3 3 3 3 3 3 3 3 4 4 4 4 4 4 4 4 5 5 5 5 5 5 5 5 6 6 6 6 6 6 6 6 6 6																									
Bahnhof	3 3 3 2 2 1 4 3 1 1 1 3 3 3 3 3 3 3 3 3 1 1 4 3 3 2 2 1 1 1 1 3 3 4 3 4 3 2 2																									
Fläche (qca)	5 5 1 1 3 1 0 3 8 2 1 2 3 2 2 5 8 1 2 1 4 3 1 0 2 5 5 2 1 6 5 5 3 1 0 0 5 1 1 3 2 3 2 1 4 6 1 1 2 8 1 7 0 0 1 2 1 2																									
Bedeckungsgrad (%)	9 9 9 9 8 0 0 9 0 0 9 7 9 9 9 8 8 0 0 2 8 0 0 9 8 8 9 7 9 9 0 8 7 1 9 8 8 5 8 7 0 7 5 4 9 5 0 7 7 6 7 8 5 8 9 7 9 6 7 0 7 9 5 9 8 2 7 6 6																									
Höhe (ca)	2 6 5 6 6 0 2 5 0 0 6 6 0 5 8 7 2 0 0 5 3 5 5 0 2 0 2 4 0 4 0 3 0 3 0 6 2 0 6 8 8 6 0 6 5 8 6 6 0 5 5 6 5 9 9 6 2 2 4 5 7 2 2 5 7 6 0 2 5																									
Artenzahl	2 2 1 1 3 3 1 3 2 1 2 1 3 3 3 2 2 3 1 4 1 1 1 3 3 3 1 3 2 3 3 2 2 3 4 2 2 4 2 2 1 2 2 2 2 3 2 3 2 3 3 1 3 2 5 3 2 5 5 3 2 1 1																									
V Convolvulion, O Calystegietalia																										
61 Calystegia sepium																										
d1 Sedum telephium																										
Filipendula ulmaria																										
Cirsium oleraceum																										
Equisetum telmateia																										
42 Impatiens parviflora																										
V Agropodium, O Glechonetalia																										
62 Urtica dioica																										
A3 Agropodium podagraria																										
d3 Poa annua																										
64 Anthriscus sylvestris																										
Chelidonium majus																										
A5 Torilis japonica																										
Genu urbanum																										
V Dauco-Melilotion, O Onopordetalia																										
Melilotus alba (AB)																										
Daucus carota (AB)																										
Melilotus officinalis (AB)																										
Hypericum perforatum																										
Pastinaca sativa																										
Silene cucubalus																										
A6 Tanacetum vulgare																										
d6 Arctium lappa																										
A7 Picris hieracioides																										
Senecio erucifolius																										
d8 Cichorium intybus																										
Plantago major																										
d9 Lolium perenne																										
d10 Sedum acre																										
d11 Echium vulgare																										
d12 Berteroa incana																										
Oenothera biennis																										
Centaurea stoebe																										
Tripleurosperma inodorum																										
Barbarea vulgaris																										
Verbascum lychnitis																										
Reseda luteola																										
Salvia verticillata																										
69 Erigeron annuus																										
610 Oenothera parviflora																										
O Glechonetalia																										
Lapsana communis																										
Vicia sepium																										
Tussilago farfara																										
O Onopordetalia																										
Verbascum thapsus																										
Coronilla varia																										
Verbascum thapsiflorae																										
UK Artemisieneae																										
Artemisia vulgaris																										
Solidago canadensis																										
Cirsium arvense																										
Cirsium vulgare																										
Geranium pyrenaicum																										
Reseda lutea																										
Epilobium adnatum																										
Epilobium roseum																										
Galeopsis tetrahit																										
Rumex obtusifolius																										
Solidago gigantea																										
Galium aparine																										
Silene alba																										
Lamium album																										
Epilobium parviflorum																										
Molinio-Arrhenathereteae-Arten:																										
Poa pratensis																										
Dactylis glomerata																										
Plantago lanceolata																										
Cerastium vulgatum																										
Leontodon hispidus																										
Trifolium pratense																										
Poa trivialis																										
Vicia cracca																										
Festuca pratensis																										
Ranunculus acris																										
Agrostis gigantea																										
Stellaria graminea																										
Lathyrus pratensis																										
Arrhenathereteae-Arten:																										
Taraxacum officinale																										
Arrhenatherum elatius																										
Galium mollugo																										
Trifolium repens																										
Achillea millefolium																										
Crepis biennis																										
Heracleum sphondylium																										
Lotus corniculatus																										
Crepis capillaris																										
Phleum pratense																										
Leontodon autumnalis																										
Bromus mollis																										
Rhinanthus alectorolophus																										
Trifolium dubium																										
Sedo-Sclerantheteae-Arten:																										
Medicago lupulina																										
Arenaria serpyllifolia																										
Trifolium campestre																										
Arabis thaliana																										
Calamintha acinos																										
Veronica arvensis																										
Senecio viscosus																										
Chenopodieteae-Arten:																										
Conyza canadensis																										
Lineria vulgaris																										
Capsella bursa-pastoris																										
Cardaminopsis arvensis																										
Geranium columbinum																										
Chaenarrhinum minus																										
Sonchus asper																										
Sonchus oleraceus																										
Atriplex patula																										
Setaria viridis																										
Veronica persica																										
Bromus sterilis																										
Lepidium virginicum																										
Senecio vulgaris																										
Chenopodium album																										
Lactuca serriola																										
Geranium pusillum																										
sonstige Begleiter:																										
Poa compressa																										
Agropyron repens																										
Convolvulus arvensis																										
Carex hirta																										
Equisetum arvense																										
Potentilla reptans																										
Agrostis stolonifera																										
Ranunculus repens																										
Trifolium hybridum																										
Matricaria matricarioides																										
Rumex crispus																										
Polygonum aviculare																										
Sanguisorba minor																										
Hypericum perforatum ssp. angustifolium																										
Vicia angustifolia																										
Vicia hirsuta																										
Viola arvensis																										
Anagallis arvensis																										
Vicia sativa																										
Rubus fruticosus agg.																										
Geranium robertianum																										
Epilobium montanum																										
Acer platanoides juv.																										
Calluna vulgaris epigejos																										
Acer pseudoplatanus juv.																										
Betula pendula juv.																										
Hieracium pilosella																										
Fraxinus excelsior juv.																										
Salix caprea juv.																										
Epilobium angustifolium																										
Galeopsis angustifolia																										
Rosa spec. juv.																										
Verbascum nigrum																										
Hypericum aculatum																										

Tabelle 7

Artemisietea-Gesellschaften

- Spalte
- 1- 2: Calystegia sepium – Gesellschaft
 - 3- 6: Urtica dioica – Calystegia sepium – Gesellschaft
 - 7-10: Urtico – Agropodium podagrariae, Arrhenatherum – Variante
 - 11-12: Urtico – Agropodium podagrariae, Poa annua – Variante
 - 13: Anthriscus sylvestris – Gesellschaft
 - 14-15: Toriletum japonica
 - 16-18: Artemisio – Tanacetum, Arctium lappa – Variante
 - 19-24: Artemisio – Tanacetum, Normalvariante
 - 25: Dauco – Picridetum hieracioides
 - 26-31: Echio – Melilotetum, Cichorium intybus – Subsoziation
 - 32-39: Echio – Melilotetum, Lolium perenne – Subsoziation
 - 40-47: Echio – Melilotetum, Typische Subsoziation
 - 48-53: Echio – Melilotetum, Sedum acre – Subsoziation
 - 54-61: Echio – Melilotetum, Echium vulgare – Subsoziation
 - 62-65: Echio – Melilotetum, Berteroa incana – Subsoziation
 - 66-67: Erigeron annuus – Gesellschaft
 - 68-69: Oenothera parviflora – Gesellschaft

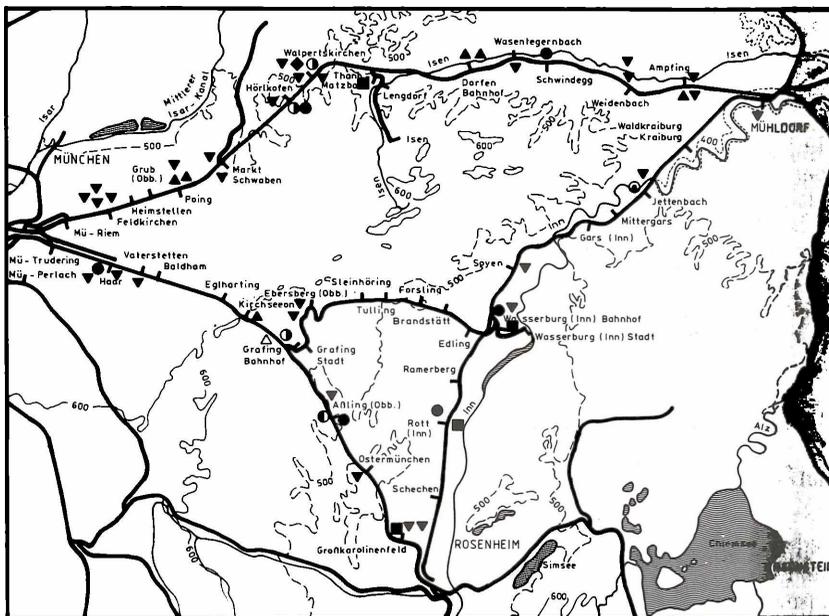
seltene Arten s. Tab. 21



- Poo - Tussilaginetum farfarae
- Carex hirta - Gesellschaft
- Polygonum amphibium - Gesellschaft
- ▲ Poo compressa - Gesellschaft

Abbildung 14

Verbreitung von Agropyreteae-Gesellschaften auf den untersuchten Bahnhöfen



- Calystegia sepium - Gesellschaft
- Urtica dioica - Calystegia sepium - Ges.
- Urtica - Aegopodium podagrariae
- Anthriscus sylvestris - Gesellschaft
- Tarileum japonicae
- ▲ Artemisia - Tanacetum
- ▲ Daucus - Picridetum hieracifolium
- ▼ Ethio - Melilotetum
- Erigeron annuus - Gesellschaft

Abbildung 15

Verbreitung von Artemisietea-Gesellschaften auf den untersuchten Bahnhöfen

Baumscheiben und in aufgelassenen Schrebergärten, aber auch an Lagerplätzen und -häusern zu finden.

MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) aber nicht ausreichend untersuchten 'Überlagerungsgebiet' zwischen *Convolvulion-* und *Filipendulion-* Gesellschaften gestellt werden.

6.6.1.1 Ordnung Convolvuletalia sepium Tx. 50

6.6.1.1.1 Verband Convolvulion sepium Tx. 47 em.

6.6.1.1.1.1 Calystegia sepium-Gesellschaft (Tab. 7, Sp. 1-2)

Diese von *Calystegia sepium* dominierte Gesellschaft wurde an einer quelligen Böschung am Bahnhof Aßling aufgenommen. Die insbesondere in Aufnahme 1 starke Präsenz von *Filipendula ulmaria*, *Cirsium oleraceum* usw. weist auf eine enge Beziehung dieser Bestände zum Filipendulion hin; sie sollen hier unter der provisorischen Bezeichnung 'Calystegia sepium-Gesellschaft' in den nach

6.6.1.1.1.2 Urtica dioica- Calystegia sepium-Gesellschaft Lohm. 75 (Tab. 7, Sp. 3-6)

Urtica dioica- Calystegia sepium- Gesellschaften sind typisch für nährstoffreiche, feuchte bis nasse Standorte, die im Bereich von Bahnhöfen im allgemeinen nicht vorhanden sind. Die in Tab. 7 zusammengestellten Vegetationsaufnahmen sind daher nur unter Vorbehalt als 'Bahnhofsvegetation' zu bezeichnen; sie wurden meist in nicht mehr eindeutig den Bahnhöfen zuzuordnenden Randbereichen aufgenommen, wo sie beschattete, vernähte Mulden besiedeln.

Tabelle 7a
Zeigerwerte der Artemisietae-Gesellschaften

Spalte	Gesellschaft	BHf	pH	mL	mT	mK	mF	mR	mN	OsL	OsT	OsK	OsF	OsR	OsN
1	Calystegia sepium - Gesellschaft	37	7,7	6,9	5,7	3,9	6,0	7,3	5,4	7,0	5,6	4,1	5,5	7,3	5,3
2		37	7,8	7,0	5,4	4,2	4,9	7,3	3,2						
3	Urtica dioica - Calystegia sepium - Gesellschaft	38	-	6,9	5,6	4,3	5,7	6,9	7,9	7,0	5,8	4,0	5,1	6,9	6,6
4		8	-	6,7	6,1	3,9	5,0	6,5	7,0						
5		8	-	7,2	5,7	4,0	4,8	7,2	5,1						
6		7	7,7	7,0	5,6	3,9	5,0	6,8	6,4						
7	Urtici-Aegodietum podagrariae, Arrhenatherum - Variante	26	-	6,8	5,1	2,9	5,2	6,8	6,3	6,7	5,2	3,5	5,1	6,9	6,4
8		7	8,0	6,7	5,0	3,7	5,1	7,0	6,6						
9		24	8,5	6,4	5,4	3,6	5,2	6,9	6,7						
10		14	7,7	7,0	5,2	3,6	4,9	6,8	6,1						
11	Urtici-Aegodietum podagr., Poa annua - Variante	44	-	6,7	6,0	4,3	5,5	6,6	7,5	6,6	5,8	4,0	5,4	6,5	7,0
12		37	-	6,5	5,5	3,7	5,3	6,3	6,5						
13	Anthriscus sylvestris - Ges.	19	-	6,9	5,5	3,7	4,9	7,1	7,4	6,9	5,5	3,7	4,9	7,1	7,4
14	Toriletus japonicae	8	-	6,8	5,4	3,9	5,4	7,2	6,4	7,0	5,5	4,2	5,0	7,3	5,9
15		8	8,0	7,1	5,6	4,4	4,6	7,4	5,4						
16	Artemisio - Tanacetum, Arctium lappa - Variante	5	8,8	7,3	5,5	4,0	5,1	7,2	6,6	7,2	5,5	4,2	5,0	7,3	6,3
17		5	8,2	7,2	5,3	3,9	4,6	7,5	5,8						
18		12	8,0	7,1	5,6	4,7	5,4	7,3	6,4						
19	Artemisio - Tanacetum, Normalvariante	12	7,9	7,1	5,5	4,5	5,1	7,3	6,1	7,2	5,5	3,8	4,0	4,9	5,7
20		39	7,9	7,4	5,4	4,0	4,5	6,8	5,6						
21		16	7,6	7,0	5,2	4,1	5,1	6,8	6,6						
22		39	8,0	7,2	5,4	3,8	4,7	7,2	5,2						
23		5	7,7	7,0	5,7	3,8	5,1	6,7	5,4						
24		39	7,9	7,2	5,7	3,8	4,8	7,3	5,5						
25	Daucu-Picridetum hieracioides	38	8,1	7,5	5,6	3,8	3,9	7,8	3,5	7,5	5,6	3,8	3,9	7,8	3,5
26	Echio - Melilotetum, Cichorium intybus - Subassoziation	2	-	7,2	5,4	4,0	4,7	7,3	5,7	7,4	5,4	4,1	4,7	7,4	5,8
27		8	7,6	7,3	5,3	4,1	4,6	7,5	6,1						
28		8	8,8	7,2	5,5	4,2	4,7	7,5	5,9						
29		15	-	7,6	5,4	4,3	4,8	7,1	5,9						
30		33	7,4	7,6	5,4	4,3	4,3	8,0	5,6						
31		7	7,6	7,4	5,3	3,8	4,8	7,1	5,7						
32	Echio - Melilotetum, Lolium perenne - Subassoziation	37	-	7,3	5,4	4,2	4,4	7,2	5,8	7,2	5,5	3,8	4,5	6,9	5,4
33		22	8,0	7,4	5,4	3,5	4,7	7,5	5,4						
34		37	-	7,5	5,8	4,0	4,3	7,0	5,2						
35		33	8,1	7,2	5,5	4,0	4,6	6,7	5,9						
36		33	8,0	7,1	5,4	3,4	4,4	6,9	5,0						
37		15	-	7,1	5,3	3,7	5,1	6,3	6,3						
38		6	8,3	7,3	5,7	4,0	4,4	6,6	4,8						
39		2	7,9	7,3	5,6	3,9	4,3	6,8	4,9						
40	Echio - Melilotetum, typische Subassoziation	8	8,2	7,0	5,5	4,0	4,4	7,7	5,9	7,3	5,5	4,0	4,4	7,4	5,0
41		16	7,9	7,3	5,4	4,2	4,9	7,4	5,8						
42		6	7,7	7,1	5,4	4,7	4,5	7,2	5,4						
43		8	8,3	7,3	5,4	4,0	4,1	7,3	4,8						
44		44	8,4	7,6	5,5	4,1	4,2	7,3	4,6						
45		19	-	7,4	5,6	4,0	4,3	7,5	4,5						
46		35	-	7,7	5,5	3,7	4,3	7,1	4,5						
47		35	7,6	7,5	5,6	3,5	4,3	7,3	4,7						
48	Echio - Melilotetum, Sedum acre - Subassoziation	24	8,1	7,6	5,6	4,2	3,5	7,1	3,4	7,4	5,5	3,9	4,0	7,2	4,4
49		24	8,7	7,8	5,7	4,1	3,8	7,4	4,1						
50		13	8,0	7,4	5,4	4,0	4,3	7,2	4,1						
51		16	-	7,1	5,6	4,0	4,4	6,9	5,5						
52		13	7,9	7,3	5,3	3,5	4,1	7,2	4,3						
53		2	-	7,2	5,5	3,7	4,2	7,5	5,0						
54	Echio - Melilotetum, Echium vulgare - Subassoziation	17	7,8	7,9	6,0	4,1	3,8	7,6	4,3	7,5	5,8	4,0	4,3	7,4	4,9
55		17	7,7	7,6	6,0	3,9	3,9	7,6	4,3						
56		35	7,7	7,5	5,9	3,8	4,2	7,3	4,1						
57		36	8,0	7,1	5,4	4,2	4,4	7,3	5,6						
58		43	-	7,3	5,6	3,9	4,7	7,5	5,4						
59		35	7,1	7,6	5,9	3,6	4,4	7,6	4,6						
60		44	8,4	7,3	5,5	4,1	4,4	7,0	5,1						
61		8	8,5	7,5	5,7	4,1	4,9	7,2	5,4						
62	Echio - Melilotetum, Berteroa incana - Subassoziation	5	8,3	7,8	5,6	4,2	3,8	7,8	4,5	7,5	5,7	4,2	4,1	7,4	4,9
63		2	7,7	7,3	5,6	4,2	4,3	7,1	5,4						
64		2	7,7	7,5	5,8	4,1	4,2	7,3	4,8						
65		2	7,6	7,4	5,9	4,1	4,0	7,4	4,9						
66	Erigeron annuus - Gesellschaft	35	-	7,8	5,7	3,8	4,3	7,3	4,6	7,5	5,5	3,7	4,6	7,1	4,7
67		26	8,1	7,2	5,2	3,6	4,9	6,8	4,8						
68	Oenothera parviflora - Gesellschaft	9	7,5	7,2	5,6	3,8	4,4	7,3	5,0	7,2	5,6	3,6	4,6	7,5	5,1
69		24	8,9	7,2	5,5	3,4	4,7	7,7	5,2						

Die Artenzusammensetzung der Gesellschaften ist aufgrund wechselnder Standortbedingungen sehr heterogen. Wie aus Tab. 7 ersichtlich, lassen sich von einer 'Normalrasse' (Sp. 3) eine *Impatiens parviflora*-Rasse skelettreicherer Böden (Sp. 4-5) und eine zum *Aegopodium* vermittelnde *Aegopodium podagraria*-Variante (Sp. 6) abgrenzen. Die mittleren Zeigerwerte dieser Gesellschaften lassen auf ein deutliches Nährstoff- und auch Feuchtigkeitsgefälle zwischen den verschiedenen Varianten schließen (vgl. Tab. 7 a).

6.6.1.2 Ordnung Glechometalia hederaceae Tx. in Tx. et Brun-Hool 75 (Tab. 7, Sp. 7-15)

Die ursprünglich wohl in Saum- und Verlichtungsbereichen beheimateten Gesellschaften dieser Ordnung besiedeln nährstoffreiche, frische bis feuchte Böden, nehmen jedoch in Vergleich zu den *Convolvuletalia*-Gesellschaften etwas trockenere Standorte ein.

6.6.1.2.1 Verband Aegopodium podagrariae Tx. 67 (Tab. 7, Sp. 7-13)

Der Verband umfaßt nitrophytische Gesellschaften sonniger bis halbschattiger Standorte, wie sie an den Außensäumen von Wäldern und Hecken, aber auch an Mauern, Zäunen u.ä. gegeben sind.

6.6.1.2.1.1 Ass. Urtico-Aegopodietum podagrariae Oberd. 64 in Görs 68 (Tab. 7, Sp. 7-12, Foto 5)

Urtico-Aegopodietum-Bestände sind im Bereich der Bahnhöfe vorwiegend auf zumindest zeitweise 'gärtnerisch gepflegten' und dabei vermutlich auch gedüngten Flächen entlang angelegter Hecken, auf Baumscheiben, in nicht mehr gepflegten Schrebergärten und 'verwilderten' Grünflächen anzutreffen. Auf den humosen und nährstoffreichen Böden dieser meist zeitweise beschatteten Standorte bilden sie besonders bei guter Wasserversorgung (z.B. durch von Bahnsteigen ablaufendes Wasser) üppige Bestände.

Die Gesellschaften lassen sich in eine durch das verstärkte Auftreten von *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten gekennzeichnete *Arrhenatherum*-Variante (Sp. 7-10) und eine *Poa annua*-Variante (Sp. 11-12) untergliedern. Die *Arrhenatherum*-Variante besiedelt mäßig nährstoffreiche ($\Sigma mN = 6,4$), meist ungestörte Standorte und weist eine deutliche Beziehung bzw. Entwicklungstendenz in Richtung ruderaler Wiesen auf; in gemähten Flächen sind fließende Übergänge zu ruderalen *Arrhenatheretea*-Gesellschaften zu erkennen. Die *Poa annua*-Variante ist im Gegensatz dazu an stark beschatteten, mäßig durch Tritt oder gärtnerische Pflegemaßnahmen gestörten Flächen, häufig im Bereich von Baumscheiben und entlang von neben den Bahnsteigen verlaufenden Hecken anzutreffen (vgl. Foto 5). Die hohen Stickstoffzahlen der Bestände ($\Sigma mN = 7,0$, vgl. Tab. 7 a) sind kennzeichnend für den hohen Nährstoffbedarf der Gesellschaft, der in diesen Bahnhofsbereichen durch Düngung, Staub und Hundexkrementen gedeckt wird.

6.6.1.2.1.2 Anthriscus sylvestris-Gesellschaft (Tab. 7, Sp. 13)

Diese an Waldsäumen und im Bereich dörflicher Ruderalvegetation weit verbreitete Gesellschaft frischer bis feuchter, halbschattiger Standorte ist auf Bahnhöfen sehr selten; auch in der Literatur sind keine Hinweise auf ein Vorkommen ähnlicher Bestände im Bereich von Bahnanlagen zu finden. Im Untersuchungsgebiet konnte nur ein Bestand dokumentiert werden, der im Bahnhof Jettenbach eine zeitweise beschattete, durch Ablagerung von Mähgut gedüngte Fläche besiedelt.

6.6.1.2.2 Verband Alliarion Oberd. 62

Im Gegensatz zum *Aegopodium* sind die Gesellschaften des *Alliarion*-Verbandes in halbschattigen bis schattigen 'Innensäumen', also z.B. an Waldwegen, Verlichtungsstellen, unter überhängenden Zweigen usw., beheimatet, wo sie auch relativ flachgründige Böden besiedeln können.

6.6.1.2.2.1 Ass. Toriletum japonicae Lohm. in Oberd. et al. 67 (Tab. 7, Sp. 14-15)

Als einzige Assoziation des *Alliarion*-Verbandes ist das *Toriletum japonicae* auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes vertreten. Die Gesellschaft besiedelt hier, wie auch MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) beschreibt, „halbschattige, verlagerte und vermutlich weniger nährstoffreiche Standorte“ am Rand von Parkplätzen, Zufahrtsstraßen usw. Nach GÖDDE (1986) und KIENAST (1978) weist das *Toriletum japonicae* eine deutliche Beziehung zu den *Molinio-Arrhenatheretea*-Gesellschaften auf, was anhand der vorliegenden Aufnahmen durchaus bestätigt werden kann.

6.6.2 Unterklasse Artemisienea vulgaris Müller 81 in Oberd. 83 (Tab. 7, Sp. 16-69)

6.6.2.1 Ordnung Onoropordetalia acanthii Br.-Bl. et Tx. em Görs 66

Die überwiegend aus zwei- bis mehrjährigen Ruderalpflanzen aufgebauten Gesellschaften dieser Ordnung besiedeln meist durchlässige, auch zeitweise austrocknende Böden. Die oft lückige Ausbildung der Bestände ermöglicht das Eindringen vieler Therophyten, weswegen die Ordnung noch von GÖRS (1966) an die Klasse der *Chenopodietea* angeschlossen wurde.

Die Ordnung gliedert sich in die Verbände *Onopordion acanthii* und *Dauco-Melilotion*, von denen der erstere an mehr oder weniger stickstoffreichen Standorten anzutreffen ist, während die *Dauco-Melilotion*-Gesellschaften auch nährstoffarme Böden, z.T. sogar ausgesprochene Rohböden, zu besiedeln vermögen. Im Untersuchungsgebiet ist nur der Verband *Dauco-Melilotion* vertreten.

6.6.2.1.1. Verband Dauco-Melilotion Görs 66 (Tab. 7, Sp. 16-69)

6.6.2.1.1.1 Ass. Artemision-Tanacetetum vulgare Br.-Bl. 31 (Tab. 7, Sp. 16-24, Foto 6)

Artemision-Tanacetetum-Gesellschaften können auf nicht herbizidbelasteten Gleiswickeln und sonsti-

gen Restflächen großflächige, üppig gedeihende Bestände ausbilden, in denen meist eine der namensgebenden Arten zur Dominanz gelangt. Gegenüber anderen *Dauco-Melilotum*-Gesellschaften nehmen sie meist die etwas feinerde- und nährstoffreicheren Standorte ein.

Wie Tab. 7 zeigt, kann von einer Normalvariante (Sp. 19-24) stickstoffärmerer Böden ($\bar{\text{mN}} = 5,7$, $\bar{\text{mF}} = 4,0$; vgl. Tab. 7a) eine *Arctium lappa*-Variante stickstoffreicherer und frischerer Standorte (Sp. 16-18; $\bar{\text{mN}} = 6,3$, $\bar{\text{mF}} = 5,0$) abgegrenzt werden.

6.6.2.1.1.2 Ass. *Dauco-Picridetum hieracioides* Görs 66 (Tab. 7, Sp. 25)

Das *Dauco-Picridetum hieracioides* besiedelt nach MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) „lehmige, mäßig trockene bis mäßig frische Böden mit günstiger Stickstoffversorgung“ und ist vorwiegend in brachliegenden Weinbergen, Äckern und Gärten anzutreffen. Von GÖDDE (1986), BRANDES (1979) und BORNKAMM (1973) wird die Gesellschaft jedoch auch für den Bereich von Bahnanlagen beschrieben, wobei die von BORNKAMM belegten Bestände wegen des weitgehenden Ausfalls der Assoziationskennart *Picris hieracioides* jedoch allenfalls als Fragmentgesellschaften eingestuft werden können.

Im Untersuchungsgebiet sind *Dauco-Picridetum*-Bestände sehr selten, was angesichts der relativ hohen Nährstoffansprüche auch nicht überraschend ist. Die in Tab. 7, Sp. 25 beschriebene Gesellschaft besiedelt eine vermutlich seit langem ungestörte Grobschotterfläche mit starker oberflächlicher Humusansammlung im Bahnhof Grafing; das starke Auftreten von *Sedum acre* und die sehr niedrigen mittleren Feuchte- und Stickstoffzahlen ($\bar{\text{mF}} = 3,9$, $\bar{\text{mN}} = 3,5$, vgl. Tab. 7a) lassen auch hier auf einen eher suboptimalen Standort schließen.

6.6.2.1.1.3 Ass. *Echio-Melilotetum Tx. 47* (Tab. 7, Sp. 26-65, Foto 7)

Echio-Melilotetum-Gesellschaften zählen zu den häufigsten Pflanzengesellschaften der untersuchten Bahnhöfe; sie sind (mit Ausnahme kleiner Haltepunkte, an denen geeignete Kies- und Schotterflächen fehlen) in der einen oder anderen Form auf praktisch jedem Bahnhof anzutreffen. Auf den trockenen, sich im Sommer stark erwärmenden Kies-, Sand- und Schotterflächen größerer Gleiszwinkel bildet die Gesellschaft ausgesprochen artenreiche, hochwüchsige Staudengesellschaften aus, die durch ihre Farbenpracht sehr auffällig sind; in meist etwas verarmter Ausbildung sind *Echio-Melilotetum*-Bestände jedoch auch in schmalen Gleiszwischenräumen, am Rand nicht befestigter Bahnsteige und in Pflasterritzen wenig genutzter Laderampen und Bahnsteige zu finden.

Infolge der sehr variablen Artenzusammensetzung der Bestände wurde das *Echio-Melilotetum* von verschiedenen Autoren in sehr unterschiedliche Subassoziationen und Rassen gegliedert, die jedoch, wie BRANDES (1980) vermerkt, häufig nur lokale Gültigkeit besitzen. So unterteilt BRANDES (1980) das *Echio-Melilotetum* in eine typische Ausbildung, eine *Conyza canadensis* und eine *Arrhenatherum elatius*-Variante, während BORNKAMM (1973) zwischen einer *Echium vulgare*- und

einer *Achillea millefolium*-Subassoziation unterscheidet. Von SISSINGH (1950) wurde die Assoziation in ein '*Echio-Verbascetum*' und ein '*Melilotetum albi-officinalis*' aufgeteilt. Im Folgenden wird versucht, soweit wie möglich auf bereits beschriebene Einheiten zurückzugreifen. Bemerkenswert ist, daß die Charakterart der Gesellschaft – *Echium vulgare* – relativ selten ist und nur auf den feinerdeärmsten, schotterigen Rohböden vorkommt.

- a) Die *Cichorium intybus*-Subassoziation (Tab. 7, Sp. 26-31) ist im Bereich der untersuchten Bahnhöfe vor allem auf relativ feinerdereichen, leicht bis mäßig verdichteten Böden am Rande von Parkplätzen, auf wenig genutzten Lagerflächen und mäßig betretenen Flächen entlang von Lade- und Abstellgleisen anzutreffen. Die relativ hohe Stetigkeit von *Plantaginetea*-Arten, vor allem *Plantago major*, *Poa annua* und *Matricaria matricarioides*, weisen auf räumliche Beziehungen zu Trittpflanzengesellschaften hin. Diese Beobachtung steht in Einklang mit der von OBERDORFER (1983) getroffenen Zuordnung von *Cichorium intybus* zu *Polygonum avicularis*- bzw. *Agropyro-Rumicion*-Gesellschaften, läßt die Einstufung der Art als *Onopordieta*-Klassencharakterart (MÜLLER 1981 in OBERDORFER 1983) allerdings fragwürdig erscheinen.
- b) Auf stärker verdichteten und sehr flachgründigen Böden fällt *Cichorium intybus* aus; die unter a) beschriebene Variante wird hier durch eine *Lolium perenne*-Subassoziation (Sp. 32-39) abgelöst. Sie ist häufig an den Rändern von Ladestraßen und Parkplätzen, aber auch auf Humusansammlungen auf Plattenbelägen zu finden, wo ein gewisser Trittfaktor die Vegetationsentwicklung beeinflußt. Die Bestände sind meist lückig, wodurch das Eindringen von *Cheopodieta*-Arten ermöglicht wird.
- c) Die typische Subassoziation des *Echio-Melilotetum* (Sp. 40-47) entspricht weitgehend dem *Melilotetum albi-officinalis* nach SISSINGH (1950). Während die Kenn- und Trennarten der anderen Varianten entfallen, sind die Verbandskennarten *Daucus carota*, *Melilotus alba* und *Melilotus officinalis* hier mit höchster Stetigkeit und Menge vertreten.
- d) Eine durch *Sedum acre* gekennzeichnete Subassoziation (Sp. 48-53) besiedelt meist sehr feinerdearme Grobschotterflächen und kennzeichnet den 'nährstoffärmsten' Flügel des *Echio-Melilotetum*. *Sedum acre* wird von MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) als Kennart der *Echium vulgare*-Subassoziation des *Echio-Melilotetum* gewertet; da *Echium vulgare* und *Sedum acre* im Untersuchungsgebiet jedoch nicht gemeinsam auftreten und die durch das Auftreten von *Sedum acre* gekennzeichneten Bestände deutlich feinmaterialärmere Substrate besiedeln, können die beiden Subassoziationen gut voneinander abgetrennt werden.
- e) Auf feinmaterialarmen Schotter- und Kiesflächen tritt die Subassoziation von *Echium vulgare* (Sp. 54-61, Foto 7) auf. Ähnliche Bestände werden von KNAPP (1961) als '*Echio-Melilotetum*' bzw. '*Echietum vulgaris*', von SISSINGH (1950) als '*Echio-Verbascetum*' bezeichnet; da die von KNAPP und SISSINGH verwendeten Trennarten *Oenothera biennis* bzw. *Verbascum spec.* im vorliegenden Aufnahmematerial nicht oder nur mit geringer Stetigkeit auftreten,

5 Das *Urtico-Aegopodietum* (Bahnhof Dorfen) kommt in schattiger Lage an ehemals gedüngten oder eutrophierten Standorten wie Säumen von Hecken, Baumscheiben oder Zäunen vor. Bei guter Wasserversorgung bilden sich üppige Bestände aus.



6 Das *Artemisio-Tanacetetum* (Bahnhof Walpertskirchen) wächst auf nicht herbizidbelasteten Gleiswickeln und anderen Restflächen. Die Böden sind meistens feinerde- und nährstoffreich.



7 Das *Echio-Melilotetum* (Bahnhof Mühl Dorf) ist die häufigste Hochstaudengesellschaft auf den untersuchten Bahnhöfen. Sie besiedelt bevorzugt gut offene Kies- und Schotterflächen. Der Blüh- aspekt der Gesellschaft zählt zu den schönsten von Hochstaudengesellschaften.



8 Die *Oenothera parviflora*-Gesellschaft (Bahnhof Thann-Matzbach) ist durch den amerikanischen Neophyt *Oenothera parviflora* charakterisiert. Bahnhöfe waren Ausgangspunkte für die Verbreitung von Neubürgern in unserer Flora. Allerdings nimmt diese Rolle mit der Verlagerung der Gütertransporte von der Schiene auf die Straße zunehmend ab.



scheint es sich dabei eher um Varianten der hier beschriebenen Gesellschaft zu handeln.

- f) Das von MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) als „seltene adventive Spezialgesellschaft von Hafenanlagen“ bezeichnete *Berteroëtum incanae* ist im Untersuchungsgebiet nicht ausgebildet. Allerdings kennzeichnet *Berteroëtum incanae* den wärmsten Flügel des *Echio-Melilotetum*. Neben *Berteroëtum incanae* weisen *Reseda luteola*, *Centaurea stoebe*, *Barbarea vulgaris* und *Verbascum lychnitis* auf die Herkunft des *Echio-Melilotetum* von den Kiesschotterinseln alpiner Flüsse hin (SEIBERT 1962). Diese bunte, artenreiche Gesellschaft wurde auf den Bahnhöfen Poing und Feldkirchen gefunden, wo sie auf ungestörten, nicht herbizidbelasteten Gleiszwischenräumen feinerdearme Kies- und Schotterböden besiedelt. Die Gesellschaften sind im Vergleich zu in der Literatur belegten Aufnahmen des *Berteroëtum incanae* ausgesprochen artenreich (vgl. GÖDDE 1986). Wie aus Tab. 7 ersichtlich, läßt sich die Subassoziation von *Berteroëtum incanae* in eine *Oenothera biennis*-Rasse (Tab. 7, Sp. 62) trockener, basenreicher Böden (gemessener pH-Wert 8,3; vgl. Tab. 7a) und eine *Centaurea stoebe*-Variante (Sp. 63-65) auf etwas feinmaterialreicheren, basenärmeren Böden (pH-Werte zwischen 7,6 und 7,7) unterscheiden.

6.6.3 Neophytengesellschaften

6.6.3.1 *Erigeron annuus*-Gesellschaft (Tab. 7, Sp. 66-67)

Der aus Nordamerika stammende Neophyt *Erigeron annuus* ist heute in *Dauco-Melilotion*-Gesellschaften weit verbreitet, vermag diese jedoch kaum zu verdrängen. Von MÜLLER (1981) in OBERDORFER (1983) wird *Erigeron annuus* daher auch als *Dauco-Melilotion*-Verbandskenntart gewertet. Die hin und wieder auftretenden *Erigeron annuus*-Dominanzbestände können als Neophytengesellschaften an das *Dauco-Melilotion* angegliedert werden; sie weisen jedoch auch floristische Beziehungen zu den *Agropyreteae*-Gesellschaften auf.

6.6.3.2 *Oenothera parviflora*-Gesellschaft (Tab. 7, Sp. 68-69, Foto 8)

Oenothera parviflora ist im Untersuchungsgebiet hin und wieder als Begleiter in *Dauco-Melilotion*-Gesellschaften anzutreffen, auf den Bahnhöfen Thann-Matzbach und Wasserburg Bhf bildet die kleinblütige Nachtkerze auf feinmaterialarmen Schotterflächen auch Dominanzbestände aus. Da Hinweise auf vergleichbare Bestände an anderen Bahnhöfen nicht zu finden sind, kann nicht ausgeschlossen werden, daß es sich hierbei um Gartenflüchtlinge handelt; ein *Oenothera parviflora*-Bestand im Bahnhof Poing wurde nach Auskunft von Anwohnern gezielt ausgesät.

6.7 Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 37 (Tab. 8)

In der Klasse der *Molinio-Arrhenatheretea* sind die Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes, also vorwiegend gedüngte, gemähte oder beweidete Wiesen und Staudengesellschaften, zusammengefaßt. Sie gliedert sich in die Ordnungen *Arrhenatheretalia* und *Molinietales caeruleae*, von denen erstere die meist intensiv genutzten Fettwiesen und

-weiden frischer bis mäßig feuchter Böden, letztere meist nur extensiv genutzte Rasen- und Staudengesellschaften feuchter bis nasser Standorte umfaßt.

6.7.1 Ordnung *Arrhenatheretalia* Pawl. 28 (Tab. 8, Sp. 1-25)

Zu dieser Ordnung zählen Fettwiesen, Fettweiden und Parkrasen, die ihre optimale Ausbildung auf tiefgründigen, mäßig humosen Ton- und Lehmböden entwickeln. Sie sind als anthropogen bedingte Ersatzgesellschaften ehemaliger oder potentieller Wälder aufzufassen, deren Artenzusammensetzung in hohem Maße von der Art und Intensität menschlicher Beeinflussung abhängig ist.

6.7.1.1 Verband *Arrhenatherion elatioris* W. Koch 26

Der Verband *Arrhenatherion elatioris* umfaßt die Schnittwiesen der planaren und submontanen Stufe. Von den verschiedenen Assoziationen des Verbandes ist auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes nur das *Arrhenatheretum elatioris* vertreten.

6.7.1.1.1 Ass. *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherr. 25 (Tab. 8, Sp. 1-22)

Arrhenatheretum elatioris-Gesellschaften sind vorwiegend in den ungestörten, nicht herbizidbelasteten Randbereichen der Bahnhöfe, oft im Übergangsbereich zu Gärten und landwirtschaftlich genutzten Flächen, in aufgelassenen Schrebergärten, aber auch auf seit langem stillgelegten Gleisflächen zu finden, wo sie (zumindest oberflächlich) mit Humus angereicherte, relativ feinerdereiche Substrate besiedeln. Ein Teil der Flächen wird ein- bis zweimal jährlich gemäht, was die schnittverträglichen *Arrhenatheretea*-Arten fördert und eine Weiterentwicklung der Bestände zu *Artemisietea*-Gesellschaften verhindert.

Obwohl sich die aufgenommenen Bestände durch das stete Auftreten der Kennarten *Arrhenatherum elatius* und *Galium mollugo* zwanglos an das von OBERDORFER (1980) in OBERDORFER (1983) sehr weit gefaßte *Arrhenatheretum elatioris* angliedern lassen, weichen sie doch durch das verstärkte Eindringen 'ruderaler Arten' (z.B. *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica*, *Daucus carota*, *Hypericum perforatum*) sowie durch das Auftreten von *Sedo-Scleranthetea*-Arten (*Sedum acre*, *Arenaria serpyllifolia*, *Trifolium campestre* usw.) erheblich vom Erscheinungsbild der 'typischen' Glatthaferwiese des Wirtschaftsgrünlandes ab.

Vergleichbare Gesellschaften wurden von KNAPP (1963) als '*Arrhenatheretum tanacetosum*' bzw. '*aegopodietosum*', von BORNKAMM (1983) als '*Arrhenatherum elatius-Artemisia vulgaris*-Gesellschaft', von BRANDES (1983) als 'ruderaler *Arrhenatherum elatius*- und *Festuca rubra*-Wiesen', von RUTHSATZ & OTTE (1987) als '*Artemisia vulgaris-Arrhenatherum*-Gesellschaft' beschrieben; FISCHER (1985) stellt die ruderalen Wiesengesellschaften als '*Tanaceto-Arrhenatheretum*' in einer eigenen Assoziation dem *Arrhenatheretum elatioris* gegenüber. Da keiner dieser Gliederungsansätze unverändert auf das vorliegende Aufnahmematerial angewendet werden kann, wird im Folgenden versucht, die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Bestände unter größtmöglicher Einbeziehung

Tabelle 8 a

Zeigerwerte der Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften

Spalte	Gesellschaft	Bhf	pH	mL	mT	mK	mF	mR	mN	OmL	OmT	OmK	OmF	OmR	OmN
1	<i>Arrhenatheretum elatioris</i> ,	38	8,3	6,9	5,2	3,2	4,5	6,4	4,8	7,5	5,3	3,5	4,2	6,8	4,3
2	<i>Bromus erectus</i> -	22	7,7	7,5	5,2	3,5	4,3	7,1	4,6						
3	Subassoziation	22	7,7	7,8	5,4	3,9	4,2	7,3	4,6						
4		28	7,9	7,6	5,3	3,4	3,6	6,4	3,1						
5	<i>Arrhenatheretum elatioris</i> ,	2	-,-	7,1	5,7	3,7	4,0	6,5	4,8	7,3	5,5	3,7	4,4	7,0	4,8
6	<i>Poa compressa</i> -	18	7,8	7,3	5,4	3,8	4,2	6,8	4,4						
7	Subassoziation	24	8,5	7,7	5,4	3,9	4,3	7,0	4,4						
8		9	7,6	7,4	5,3	3,5	4,4	7,1	4,7						
9		2	7,2	7,5	5,9	3,6	4,0	7,2	4,6						
10		24	8,5	7,0	5,5	3,8	4,8	7,2	4,9						
11		30	8,7	7,3	5,5	3,7	4,8	7,1	5,7						
12	<i>Arrhenatheretum elatioris</i> ,	22	8,0	7,2	5,3	3,4	5,0	6,6	5,8	7,3	5,4	3,8	4,8	7,1	5,3
13	typische Subassoziation	37	7,8	7,2	5,6	4,1	4,9	7,0	5,2						
14		43	-,-	7,5	5,5	4,4	4,4	7,6	5,1						
15		30	8,4	7,1	5,5	3,4	4,8	7,1	5,1						
16		28	7,8	7,3	5,2	3,6	4,7	7,0	5,1						
17	<i>Arrhenatheretum elatioris</i> ,	38	7,8	6,9	5,4	3,3	4,6	6,9	5,1	7,1	5,3	3,5	4,9	6,9	5,5
18	<i>Heracleum - Aegopodium</i> -	28	-,-	7,4	5,4	3,9	4,6	7,2	5,3						
19	Subassoziation	28	7,8	7,3	5,5	3,5	4,6	7,2	5,5						
20		15	8,0	7,4	5,1	3,5	5,4	7,2	6,2						
21		26	-,-	6,9	5,0	3,1	4,9	6,5	5,6						
22		7	6,6	6,9	5,2	3,6	5,3	6,5	5,5						
23	<i>Plantago major</i> - <i>Trifolium</i>	36	8,3	7,0	5,3	3,6	5,0	5,9	6,8	7,2	5,3	3,5	5,0	6,2	6,7
24	<i>repens</i> - Gesellschaft	14	7,9	7,4	5,3	3,6	5,1	7,1	6,9						
25		32	0,0	7,3	5,4	3,3	4,8	5,6	6,3						
26	<i>Angelico - Cirsietum oleracei</i>	38	-,-	7,1	4,9	3,7	5,8	6,8	5,9	7,1	4,9	3,7	5,8	6,8	5,9

bereits beschriebener Einheiten als Subassoziationen des *Arrhenatheretum elatioris* einzugliedern.

- a) Eine wärmeliebende, zu den Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) vermittelnde *Bromus erectus*-Subassoziation (Tab. 8, Sp. 1-4) ist relativ selten an trockenen Böschungen und Rampen, in einem Fall auch in einem ehemaligen Bahnwärtergarten zu finden. Sie entspricht der von OBERDORFER (1980) beschriebenen reinen Variante des *Arrhenatheretum brometosum* Oberd. 1936. Innerhalb der Arrhenatheretea-Gesellschaften der untersuchten Bahnhöfe nimmt sie die trockensten und nährstoffärmsten Standorte ein ($\bar{\varnothing}mF = 4,2$, $\bar{\varnothing}mN = 4,3$; vgl. Tab. 8 a).
- b) Die auch von BORNKAMM (1983) beschriebene *Poa compressa*-Subassoziation (Tab 8, Sp. 5-11) besiedelt vorwiegend sandig-kiesige Substrate in breiten Gleiswickeln, auf stillgelegten Gleisabschnitten und Lagerflächen. Ebenso wie die unter a) beschriebene Gesellschaft weist sie einen relativ hohen Anteil an *Sedo-Scleranthea*-Arten auf, was auf einen trockenen, nährstoffarmen Standort hinweist; dies wird durch die mittleren Zeigerwerte ($\bar{\varnothing}mF = 4,4$, $\bar{\varnothing}mN = 4,8$; vgl. Tab. 8 a) bestätigt.
- c) Die typische Subassoziation (Sp. 12-16) entspricht in ihrer Artenzusammensetzung weitgehend den 'Wirtschaftswiesen'. Sie ist auf relativ feinmaterial- und humusreichen Böden in den Randbereichen der Bahnhöfe zu finden, wo sie oft großflächige Bestände ausbildet; möglicherweise handelt es sich hier um angelegte und inzwischen 'verwilderte' Grünflächen.
- d) Die vorwiegend am Rand angrenzender Gärten und im Bereich von Lagerplätzen und Güter-

schuppen anzutreffende *Heracleum-Aegopodium*-Subassoziation (Sp. 17-22) frischerer und nährstoffreicherer Standorte ($\bar{\varnothing}mF = 4,9$, $\bar{\varnothing}mN = 5,5$) entspricht dem von KNAPP (1946) beschriebenen '*Arrhenatheretum aegopodietosum*'.

6.7.1.2 Verband *Cynosurion* Tx. 47

Der Verband umfaßt Fett- und Mähweiden sowie Parkrasen, also Pflanzengesellschaften, die sowohl (mäßige) Trittbelastung als auch ständigen Verbiß bzw. häufiges Mähen ertragen.

6.7.1.2.1 *Plantago major*-*Trifolium repens*-Gesellschaft (Tab. 8, Sp. 23-25)

Die *Plantago major*-*Trifolium repens*-Gesellschaft kann als *Plantago major*-Subassoziation des *Lolio-Cynosuretum* gewertet werden, soll jedoch hier in Anlehnung an OBERDORFER (1980) in OBERDORFER (1983) nur als ranglose Gesellschaft des *Cynosurion*-Verbandes eingestuft werden. Sie besiedelt ausgesprochen nährstoffreiche ($\bar{\varnothing}mN = 6,7$; vgl. Tab. 8 a), trittbelastete, meist verdichtete Böden und ist damit, wie auch das stete Auftreten von *Plantaginetea*-Arten zeigt, in den Übergangsbereich zwischen *Cynosurion*- und *Plantaginetea*-Gesellschaften einzuordnen. Da jedoch die *Cynosurion*-Arten *Lolium perenne* und *Trifolium repens* in dieser Gesellschaft die *Plantaginetea*-Arten in Menge und Stetigkeit überwiegen, scheint der Anschluß der Gesellschaft an das *Cynosurion* gerechtfertigt.

Im Bereich der Bahnhöfe ist die Gesellschaft auf mäßig trittbelasteten, offensichtlich von Zeit zu

Zeit gemähten Flächen am Rande unbefestigter Ladestraßen und Bahnsteige anzutreffen; bei zunehmender Trittbelastung sind fließende Übergänge zu *Plantaginetea*-Gesellschaften zu beobachten.

besiedelt. Sie kann sicher nicht als 'typische Bahnhofsvvegetation' gewertet werden, soll aber als Besonderheit nicht unerwähnt bleiben.

6.7.2 Ordnung *Molinietalia caeruleae* W. Koch 26

6.7.2.1 Verband *Calthion palustris* Tx. 37

6.7.2.1.1 Ass. *Angelico-Cirsietum oleracei* Tx. 1937 em. Oberd. in Oberd. et al. 67 (Tab. 8, Sp. 26)

Die Ordnung der *Molinietalia caeruleae* ist im Untersuchungsgebiet nur durch einen *Angelico-Cirsietum*-Bestand vertreten, der im Bahnhof Grafing Bhf. eine vermutlich grundwasserbeeinflusste Fläche zwischen Gleisbereich und einem kleinen Bach

6.8 Ruderale *Rubus*- und *Calamagrostis*-Bestände (Tab. 9)

Calamagrostis epigejos und *Rubus fruticosus* agg. (die verschiedenen Klein- und Unterarten der *Rubus fruticosus*-Gruppe wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht unterschieden) bilden im Bereich der Bahnhöfe häufig großflächige Bestände aus. Beide Arten (bzw. Artengruppen) sind sehr herbizidresistent (*Rubus*-Arten sind laut Produktbeschreibung von 'Unkrautvernichtungsmittel 371 DB' nicht ausreichend bekämpfbar; dies gilt offensichtlich auch für das bis 2 m tief wurzelnde *Calamagrostis epigejos*) und vermögen als ausgesprochene Ubiquisten

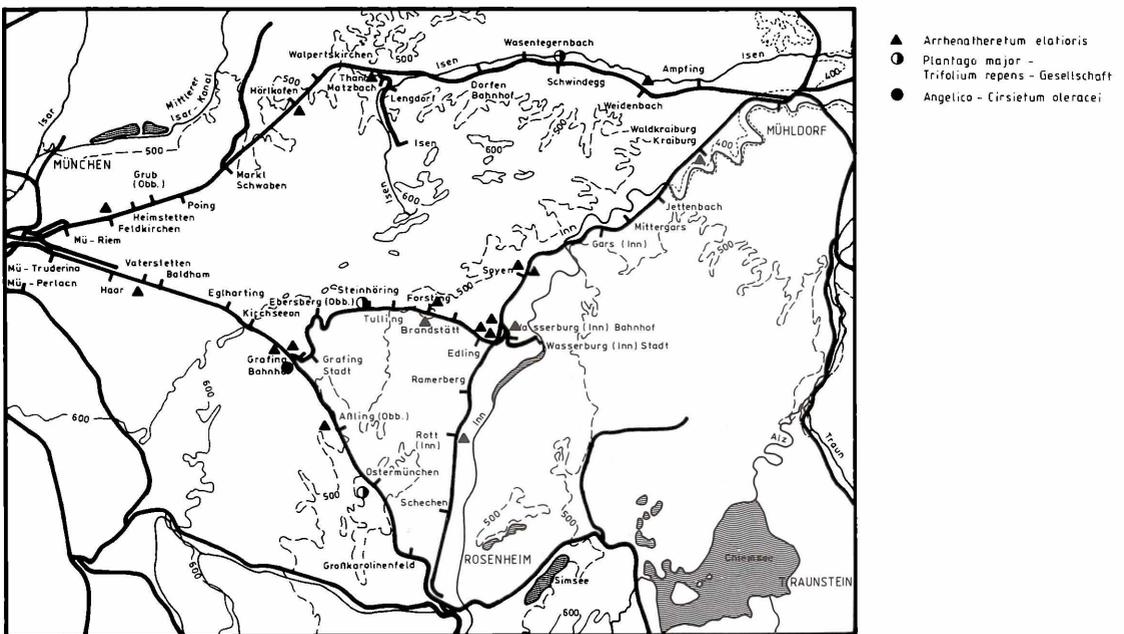


Abbildung 16

Verbreitung von Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften auf den untersuchten Bahnhöfen

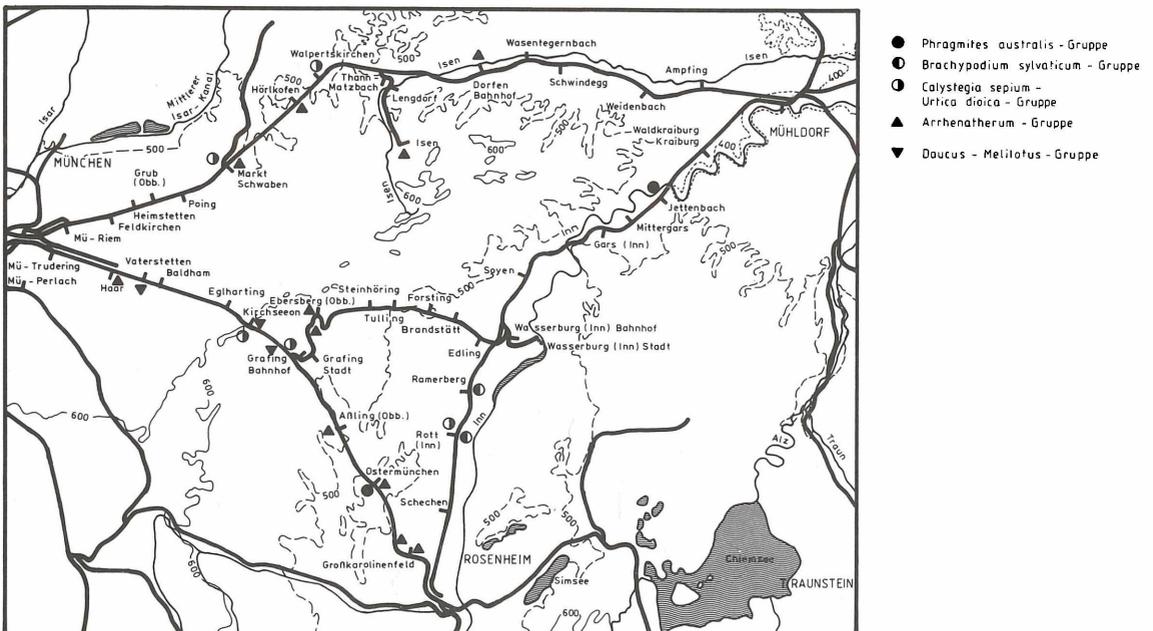


Abbildung 17

Verbreitung von *Rubus*- und *Calamagrostis*-Gesellschaften auf den untersuchten Bahnhöfen

in unterschiedlichste Pflanzengesellschaften einzudringen und diese durch Ausläuferbildung zu verdrängen. Die so entstandenen, meist relativ artenarmen Dominanzbestände haben mit den *Epilobietea*- bzw. *Prunetalia*-Gesellschaften, in denen *Calamagrostis epigejos* bzw. *Rubus fruticosus agg.* ursprünglich beheimatet sind, nur noch wenig gemein, da die sonstigen Kennarten dieser Gesellschaften im Bereich der Bahnhöfe weitgehend ausfallen (vgl. z.B. OBERDORFER 1978, S. 299-327).

Die floristische Zusammensetzung dieser 'ruderalen *Rubus*- und *Calamagrostis*-Gesellschaften' ist sehr heterogen, was ihre synsystematische Eingliederung problematisch macht. Im Folgenden wird daher versucht, *Rubus*- und *Calamagrostis*-Bestände als Sukzessions- bzw. Abbaustadien verschiedener Gesellschaften zusammenzufassen und, soweit noch erkennbar, auf ihre 'Initialgesellschaften' zurückzuführen. Der oft sehr ähnliche Bestandsaufbau der Gesellschaften beider Gruppen und das häufig zu beobachtende Auftreten von *Rubus-Calamagrostis*-Mischbeständen läßt diese Vorgehensweise gerechtfertigt erscheinen. Wie aus Tab. 9 ersichtlich, ergeben sich dabei folgende Gruppierungen:

- a) Die *Phragmites australis*-Gruppe (Sp. 1-2), in der sowohl *Rubus fruticosus agg.* als auch *Calamagrostis epigejos* vertreten sind, besiedelt relativ feuchte Standorte; da *Phragmites australis* als extremer Tiefwurzler auch sämtliche oberflächennahen Grundwasserschichten nutzen kann, ist sie aber auch auf oberflächlich trocken erscheinenden Flächen anzutreffen.
- b) In Saum von Gehölzbeständen am Bahngelände ist die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe (Sp. 3-4) anzutreffen, die durch das verstärkte Auftreten von 'Waldarten', wie *Brachypodium sylvaticum*, *Scrophularia nodosa*, *Impatiens noli-tangere* und verschiedenen Gehölzarten an Waldmantel-Gesellschaften erinnert. *Calamagrostis epigejos* fällt in dieser Gruppe aus, was vermutlich auf die relativ starke Beschattung zurückzuführen ist.
- c) Die *Calystegia sepium-Urtica dioica*-Gruppe (Sp. 5-9) weist deutliche Beziehungen zur Unterklasse der *Galio-Urticenea*, insbesondere zur *Calystegia sepium-Urtica dioica*-Gesellschaft, auf. Wie diese besiedelt sie frische bis feuchte, nährstoffreiche Böden ($\Sigma\text{mF} = 5,4$, $\Sigma\text{mN} = 6,4$; vgl. Tab. 9a) und ist vorwiegend in den Randbereichen der Bahnhöfe zu finden.
- d) Auf nährstoffärmeren, früher gemähten Flächen wird die unter c) beschriebene Gruppe von einer *Arrhenatherum elatius*-Gruppe (Sp. 10-22) abgelöst, in der verstärkt Grünlandarten (*Arrhenatherum elatius*, *Galium mollugo*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense* usw.) auftreten. Sie läßt sich (ebenso wie das *Arrhenatherum elatioris*) in eine durch *Calystegia sepium* und *Urtica dioica* gekennzeichnete Variante relativ (!) nährstoffreicher Standorte (Sp. 10-12), eine 'Normalvariante' (Sp. 13-17) und eine *Daucus carota*-Variante trockener Standorte (Sp. 18-22) untergliedern (vgl. Tab. 9a).
- e) Die *Daucus-Melilotus*-Gruppe (Sp. 23-25) ist durch den Rückgang der *Arrhenatheretalia*-Arten gekennzeichnet; sie nimmt den trockensten und nährstoffärmsten Flügel der *Rubus-Calamagrostis*-Gesellschaften ein ($\Sigma\text{mF} = 4,5$, $\Sigma\text{mN} = 5,0$).

Eine Bindung der *Rubus fruticosus*- bzw. *Calamagrostis epigejos*-Bestände an bestimmte Standorte bzw. Standortfaktoren ist – abgesehen von der Schattenunverträglichkeit von *Calamagrostis epigejos* – offensichtlich nicht gegeben; auch in den hier nicht aufgeführten Klassen (*Sedo-Scleranthetea*, *Chenopodietea* usw.) treten beide Arten als Begleiter auf, was angesichts ihrer hohen Konkurrenz- und Ausbreitungstendenz auch als Beginn einer Entwicklung zu *Rubus*- bzw. *Calamagrostis*-Beständen gewertet werden kann.

Eine Zuordnung der *Rubus-Calamagrostis*-Bestände zu höheren systematischen Einheiten scheint damit kaum möglich; von vielen Autoren werden vergleichbare Bestände daher lediglich als ranglose *Calamagrostis*- bzw. *Rubus*-Gesellschaften beschrieben. BRANDES (1983) gliedert die *Calamagrostis*-Bestände wegen des relativ steten Vorkommens von *Agropyreteae*-Arten (dies gilt auch für *Rubus*-Bestände!) an das *Convolvulo-Agropyron* an, was jedoch angesichts des sehr heterogenen Artenspektrums problematisch erscheint. Die von GÖDDE (1986) als *Prunetalia*-Gesellschaften beschriebenen *Rubus*-Gesellschaften (*Rubetum armeniaci* und *Rubus elegantispinosus*-Gesellschaft) unterscheiden sich durch das stärkere Auftreten von *Prunetalia*-Arten deutlich von den im Untersuchungsgebiet aufgenommenen Beständen und sind daher kaum als Vergleichsgesellschaften heranzuziehen.

6.9 Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Bahnhöfe

Die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Vegetationseinheiten können, wie Tab. 10 zeigt, zusammenfassend in drei 'Gesellschaftsgruppen' untergliedert werden, die sich sowohl in ihrer Artenzusammensetzung als auch in ihrem ökologischen Verhalten deutlich voneinander unterscheiden:

- a) Die **Pioniergesellschaften** der Klassen *Sedo-Scleranthetea* und *Chenopodietea* besiedeln offene, lichtexponierte Sand-, Kies- und Schotterflächen und sind vorwiegend im unmittelbaren Gleisbereich anzutreffen. Die Übergänge zwischen den Gesellschaften beider Klassen sind fließend; zwar gelangen auf nährstoffarmen Böden meist *Sedo-Scleranthetea*-Arten (*Sedum acre*, *Galeopsis angustifolia*, *Arenaria serpyllifolia*), auf stickstoffreicheren Böden *Chenopodietea*-Arten (*Conyza canadensis*, *Senecio vulgaris*, *S. viscosus* usw.), zur Dominanz, deutliche floristische Unterschiede zwischen den beiden Klassen sind jedoch, wie Tab. 10 zeigt, nicht gegeben. An der Artenzusammensetzung der Pioniergesellschaften sind vorwiegend einjährige Arten beteiligt; ausdauernde Arten, wie *Daucus carota*, *Melilotus alba*, *Plantago lanceolata*, *Galium mollugo* usw. sind zwar mit relativ hoher Stetigkeit, meist aber nur geringer Artmächtigkeit vertreten (vgl. Tab. 4). Dennoch deutet sich durch das Auftreten mehrjähriger Arten bereits eine Weiterentwicklung der Pionierstadien zu ausdauernden Pflanzengemeinschaften an; nur auf ständig gestörten Flächen können die *Sedo-Scleranthetea*- und *Chenopodietea*-Gesellschaften als 'Dauerpioniergesellschaften' längere Zeit existieren.
- b) Die **Trittpflanzengesellschaften** (Klasse *Plantaginetea* und *Agrostietea*) lassen sich vor allem durch das Ausfallen vieler offensichtlich nicht an

Tabelle 9

Rubus- und Calamagrostis-Gesellschaften

- 1- 2: Phragmites australis – Gruppe
- 3- 4: Brachypodium sylvaticum – Gruppe
- 5- 9: Calystegia sepium – Urtica dioica – Gruppe
- 10-12: Arrhenatherum – Gruppe, Calystegia sepium – Variante
- 13-17: Arrhenatherum – Gruppe, Normalvariante
- 18-22: Arrhenatherum – Gruppe, Daucus carota – Variante
- 23-25: Daucus – Melilotus – Gruppe

seltene Arten s. Tab. 21

Spalten-Nr.															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Bahnhof	3	1	2	2	3	3	2	4	1	3	3	1	3	3	3
Fläche (qm)	2	2	4	1	2	1	5	2	2	1	6	2	2	1	1
Bedeckungsgrad (%)	0	9	0	0	0	0	9	5	0	8	0	9	0	9	0
Höhe (ca)	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Artenzahl	6	5	8	3	0	0	9	3	1	1	1	1	1	2	2
Rubus fruticosus agg	b	.	4	b	4	4	b	.	4	.	b	3	3	4	3
Calamagrostis epigejos
Phragmites australis	5	3	1
Quercus-Fagetea-Arten:
Acer pseudoplatanus juv
Brachypodium sylvaticum
Yapteni noli-tangere
Galio-Urticenea-Arten:
Calystegia sepium	b
Urtica dioica
Galeopsis tetrahit
Epilobium angustifolium
Myosoton aquaticum
Arrhenatheretalia-Arten:
Arrhenatherum elatius
Galium mollugo
Poa pratensis
Trifolium pratense
Heracleum sphondylium
Lotus corniculatus
Plantago lanceolata
Daucu-Melilotion-Arten:
Daucus carota
Achillea millefolium
Pastinaca sativa
Silene cucubalus
Melilotus alba
Melilotus officinalis
Molinio-Arrhenatheretea-Arten:
Dactylis glomerata
Taraxacum officinale
Poa trivialis
Crepis biennis
Leontodon hispidus
Cerastium vulgatum
Lathyrus pratensis
Agropyreteae-Arten:
Equisetum arvense
Poa compressa
Carex hirta
Convolvulus arvensis
Potentilla reptans
Agropyron repens
Festuca arundinacea
Artemisietea-Arten:
Hypericum perforatum
Angopodium podagraria
Artemisia vulgaris
Epilobium hirsutum
Solidago canadensis
Tanacetum vulgare
Vicia sepium
sonstige Begleiter:
Linaria vulgaris
Conyza canadensis
Medicago lupulina
Trifolium campestre
Vicia angustifolia
Vicia cracca
Geranium robertianum
Acer platanoides juv
Betula pendula juv
Fraxinus excelsior juv
Salix caprea juv

Tabelle 9a

Zeigerwerte der *Rubus*- und *Calamagrostis*-Gesellschaften

Spalte	Gesellschaft	Bhf	pH	mL	mT	mK	mF	mR	mN	OmL	OmT	OmK	OmF	OmR	OmN
1	<i>Phragmites australis</i> - Gruppe	36	-,-	7,3	5,2	3,6	7,7	7,0	6,4	7,2	5,2	4,2	6,6	7,2	5,7
2		19	-,-	7,0	5,2	4,8	5,5	7,4	4,9						
3	<i>Brachypodium sylvaticum</i> - Gruppe	26	7,9	5,6	5,0	3,3	5,8	5,9	6,3	5,5	5,3	3,5	5,9	6,4	6,2
4		25	8,1	5,3	5,5	3,6	5,9	6,8	6,1						
5	<i>Calystegia sepium</i> - <i>Urtica dioica</i> - Gruppe	38	-,-	7,5	5,6	4,2	5,5	5,3	6,5	7,1	5,5	4,0	5,4	6,6	6,4
6		8	-,-	7,7	5,7	4,3	4,8	7,4	7,1						
7		6	7,8	6,6	5,4	3,7	5,2	7,1	5,4						
8		39	7,8	6,7	5,4	3,8	5,5	6,6	6,0						
9		26	-,-	6,8	5,3	3,9	5,8	6,5	6,8						
10	<i>Arrhenatherum</i> - Gruppe, <i>Calystegia sepium</i> - Variante	44	-,-	7,2	5,5	4,4	4,8	7,5	6,4	7,1	5,3	4,6	5,2	7,1	6,0
11		11	-,-	7,0	5,2	4,1	5,4	7,2	6,1						
12		33	7,5	7,1	5,0	5,4	5,3	6,7	5,5						
13	<i>Arrhenatherum</i> - Gruppe, Normalvariante	36	8,1	6,7	5,6	3,8	5,2	7,2	4,2	7,0	5,5	3,6	5,1	7,5	5,2
14		12	8,1	6,5	5,5	3,5	5,4	8,0	5,8						
15		35	7,8	7,3	5,5	3,2	4,9	7,0	5,7						
16		35	8,2	7,2	5,4	3,5	5,0	7,7	4,7						
17		7	7,6	7,1	5,3	4,1	5,2	7,1	5,5						
18	<i>Arrhenatherum</i> - Gruppe, <i>Daucus carota</i> - Variante	6	7,5	7,0	5,5	3,5	4,7	6,9	4,8	7,0	5,4	3,9	4,8	6,9	5,2
19		37	-,-	6,4	5,3	3,9	5,2	7,2	5,7						
20		37	7,7	6,9	5,4	3,6	5,1	6,9	6,0						
21		33	7,5	7,4	5,1	4,3	4,5	6,6	5,3						
22		35	8,0	7,4	5,5	4,1	4,7	7,0	4,6						
23		<i>Daucus</i> - <i>Melilotus</i> - Gruppe	43	-,-	7,6	5,6	4,4	4,2	6,8	4,6	7,2	5,4	4,2	4,5	7,5
24	38		0,0	7,3	5,4	3,8	4,7	7,9	5,2						
25	39		8,0	6,6	5,2	4,3	4,5	7,7	5,3						

Trittbelastung und verdichtete Böden angepaßter Arten, wie *Arrhenatherum elatius*, *Heraclium sphondylium* und *Viola arvensis*, von den in a) und c) zusammengefaßten Gesellschaften abgrenzen. In ihrer Artenzusammensetzung unterscheiden sich die Gesellschaften beider Klassen sehr stark voneinander: Während die meist sehr lückig aufgebauten *Plantagine*-Gesellschaften das Eindringen vieler *Sedo-Scleranthetea*- und *Chenopodiete*-Arten ermöglichen und damit enge floristische Beziehungen zu den Pioniergesellschaften aufweisen, lassen sich bei den vergleichsweise dichten, aber artenarmen *Agrostiete*-Gesellschaften kaum Gemeinsamkeiten mit Gesellschaften anderer Klassen feststellen. Bei nachlassender mechanischer Belastung deutet das Eindringen von *Artemisiete*- und *Molinio-Arrhenatherete*-Arten eine beginnende Weiterentwicklung der Gesellschaften zu *Artemisiete*- bzw. *Arrhenatherete*-Gesellschaften an; wegen der oft stark verdichteten Böden verläuft diese Entwicklung hier meist nur sehr zögernd, eine frühere Trittbelastung ist auch in den Folgegesellschaften noch lange Zeit durch die Anwesenheit von 'Trittpflanzen' (*Plantago major*, *Lolium perenne*, *Trifolium repens*) zu erkennen.

- c) Zu den **ausdauernden Pflanzengesellschaften** der Bahnhöfe gehören die Gesellschaften der Klassen *Agropyrete*, *Artemisiete*, *Molinio-Arrhenatherete* und die *Rubus-Calamagrostis*-Gesellschaften. Wie Tab. 10 zeigt, weisen die Gesellschaften dieser Klassen relativ große floristische Ähnlichkeit auf, wobei jedoch in den einzelnen Klassen verschiedene Arten zur Dominanz gelangen (vgl. Tab. 6-9). So erreichen in

den vor allem auf herbizidbelasteten Kiesflächen anzutreffenden *Agropyrete*-Gesellschaften herbizidresistente Arten (*Carex hirta*, *Poa compressa*, *Hypericum perforatum*) hohe Deckungsgrade, wogegen nährstoffbedürftige und nicht spritzmittelresistente Arten stark zurücktreten oder ausfallen. Die relativ hohe Stetigkeit von *Artemisiete*- und *Arrhenatherete*-Arten (*Aegopodium podagraria*, *Daucus carota*, *Melilotus alba*; *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Galium mollugo* usw.) lassen auf eine Weiterentwicklung der Bestände zu *Artemisiete*- (v.a. *Dauco-Melilotion*-) und *Arrhenatherete*-Gesellschaften bei Einstellung der Herbizidapplikation schließen. Die relativ zahlreichen *Sedo-Scleranthete*- und *Chenopodiete*-Arten in *Agropyrete*- und *Artemisiete*-Gesellschaften können als Relikte ehemaliger Pioniergesellschaften gewertet werden, die in lückigen Beständen nur langsam verdrängt werden. Große floristische Ähnlichkeit besteht auch zwischen den *Artemisiete*- und *Arrhenatherete*-Gesellschaften der Bahnhöfe. Durch die in größeren Gleiswickeln und Restflächen einmal jährlich durchgeführte Mahd werden *Artemisiete*-Gesellschaften durch die Förderung der schnittverträglicheren Gräser in ruderale *Arrhenatherete*-Gesellschaften übergeführt; bei Einstellung der Mahd gelangen wieder die *Artemisiete*-Arten zur Dominanz.

Rubus- und *Calamagrostis*-Gesellschaften sind, wie bereits in 6.8 erläutert, als Sukzessionsstadien unterschiedlicher Pflanzengesellschaften aufzufassen und weisen daher floristische Beziehungen zu allen (ausdauernden) Gesellschaften auf; durch die starke Ausbreitungstendenz der

beiden Kennarten werden jedoch konkurrenzschwache Arten (dazu gehören alle *Sedo-Scleranthetea*- und *Chenopodietea*-Arten!) sehr rasch verdrängt; bei ungestörter Entwicklung entstehen meist artenarme Dominanz- oder Reinbestände, in denen sich nur hochwüchsige oder kletternde Arten dauerhaft behaupten können.

7. Verbreitungsmuster von Ruderalpflanzengesellschaften im Bereich der Bahnhöfe

Wie bereits aus Kapitel 6 ersichtlich, sind die Pflanzengesellschaften der Bahnhöfe durchaus nicht 'zufällig' verteilt, sondern stets eng an begrenzende Standortfaktoren gebunden; räumliche oder zeitliche Veränderungen dieser Faktoren spiegeln sich meist sehr deutlich in der Zonierung bzw. Sukzession der Pflanzengesellschaften wider. 'Natürliche Standortfaktoren' (Temperatur, Kontinentalität, Bodenreaktion, Niederschlagsmenge usw.) werden dabei – vor allem im unmittelbaren Bereich der Gleisanlagen – durch nutzungsbedingte Einflüsse (v.a. Herbizidbelastung, Tritt, unterschiedliche Struktur der Böden) stark überlagert, wobei Art und Intensität einzelner Faktoren in der Regel an bestimmte Teilbereiche der Bahnhöfe gebunden sind. Auf diese Weise entsteht ein typisches, auf fast allen Bahnhöfen in ähnlicher Weise ausgebildetes Gesellschaftsmosaik, das im Folgenden näher untersucht werden soll.

7.1 Überblick über die Standortansprüche der vorgefundenen Vegetationseinheiten

Die Standortansprüche der untersuchten Pflanzengesellschaften wurden bereits in Kapitel 6 beschrieben; sie sollen hier zur besseren Übersicht noch einmal zusammengefaßt werden (vgl. Tab. 11). Berücksichtigt sind dabei die zu den einzelnen Aufnahmen erhobenen Daten über Bodenart, Humusgehalt, Lichtverhältnisse, Herbizid- und Trittbelastung, Bodenverdichtung, Staunässe, deutlich erkennbaren Nährstoffeintrag (z.B. Ladegutverluste, Hundexkremate, Müll) sowie die häufigsten Fundorte der zu den einzelnen Gesellschaften gehörigen Bestände.

Wie Tab. 11 zeigt, lassen sich aus dieser Übersicht bereits deutliche Rückschlüsse auf die Verbreitung verschiedener Pflanzengesellschaften im Bahnhofsbereich ziehen:

- Bahnhöfe sind ausgesprochen lichtexponierte Flächen; Gesellschaften halbschattiger oder schattiger Standorte kommen nur außerhalb der eigentlichen Gleisbereiche in meist kleinflächigen Beständen auf durch Bäume, Hecken, Gebäude usw. beschatteten, fast immer vollkommen ungestörten Restflächen vor. Erwartungsgemäß sind damit alle schattenverträglichen Pflanzenbestände der Bahnhöfe ausdauernden Pflanzengesellschaften (*Artemisietea*, *Rubus-Calamagrostis*-Gesellschaften) zuzuordnen; kurzlebige Gesellschaften schattiger Standorte wurden auf den untersuchten Bahnhöfen nicht angetroffen.
- Auch die Gesellschaften nährstoffreicher, humoser Böden sind überwiegend auf die ungestörten Randbereiche der Bahnhöfe beschränkt; wie Tab. 11 zeigt, handelt es sich auch hier in der Regel um ausdauernde Pflanzengemeinschaften (*Artemisietea*, *Arrhenatheretea*, *Rubus-Calamagrostis*-Gesellschaften). Kurzlebige Pioniergesell-

schaften offener, humoser und damit auch frischer Böden (z.B. *Chenopodietum ruderales*) sind im Bereich der Bahnhöfe ausgesprochen selten.

- In herbizidbelasteten Bereichen sind fast ausschließlich (Fragment-) Gesellschaften der Klassen *Sedo-Scleranthetea* (*Saxifraga tridactylites*-Gesellschaft), *Chenopodietea* (*Conyzo-Lactucetum* und -Fragmentgesellschaften) und *Agropyretea* (v.a. *Poa compressa*- und *Carex hirta*-Gesellschaften) vertreten, von denen allerdings nur letztere als überwiegend aus Wurzelkriechpionieren aufgebaute Gesellschaften eine 'echte' Herbizidresistenz aufweisen; *Saxifraga tridactylites*- und *Conyzo-Lactucetum*-Bestände werden durch Herbizideinwirkung vernichtet, können ihre Standorte als Pioniergesellschaften jedoch meist rasch wieder besiedeln.
- Durch Tritt oder Fahrzeuge mechanisch belastete Flächen an Bahnsteigen, Weg- und Straßenrändern und Rangierwegen zwischen den Gleisen sind stets durch *Plantaginetea*-Gesellschaften gekennzeichnet; auch sehr geringe oder inzwischen nicht mehr vorhandene Trittbelastung ist meist noch lange durch die Anwesenheit von 'Trittpflanzen' (v.a. *Plantago major*) in verschiedenen Folgegesellschaften erkennbar.

7.2 Räumliche Vegetationsgliederung (Transektauswertung)

Das Vorkommen von Arten und Gesellschaften im Gefälle standort- und nutzungsbedingter Faktoren wurde beispielhaft an 6 Vegetationstransekten erfaßt. Sie geben zwar nur einen kleinen Ausschnitt aus dem breiten Spektrum möglicher Gesellschaftskombinationen wieder, lassen aber dennoch prinzipielle Verbreitungsmuster von Vegetationseinheiten in Abhängigkeit von verschiedenen Standortfaktoren erkennen.

7.2.1 Transekt 1: Bahnhof Forsting [Abb. 18, Tb. 15 (Anhang)]

Transekt 1 zeigt einen Querschnitt durch den an der Strecke Ebersberg-Wasserburg gelegenen Bahnhof Forsting. Der Bahnhof ist relativ kleinflächig, das Verkehrsaufkommen sehr gering (vgl. Kap 2.3 und Tab. 2). Haupt- und Nebengleis (vgl. Abb. 18) werden durch Herbizide vegetationsfrei gehalten, im Bereich des Abstellgleises findet kein Herbizideinsatz statt. Ungestörte Restflächen sind kaum vorhanden, die in den relativ schmalen Gleiszwischenräumen vorhandenen Pflanzenbestände weisen deutlichen Pioniercharakter auf. Das Vegetationsprofil läßt eine Abfolge von 4 Pflanzengesellschaften erkennen:

Die in einer mäßig befahrenen Zufahrt zum Lagerhaus gelegenen Rasterflächen 1, 2 und 3a werden von einer artenarmen, vor allem von *Poa annua* und *Eragrostis minor* aufgebauten Trittpflanzengesellschaft (A) besiedelt, die als fragmentarisches *Polygonetum calcati* gewertet werden kann. Eine artenreichere Ausbildung dieser Gesellschaft ist in der offensichtlich hin und wieder als Fußweg genutzten Fläche 6a zu erkennen; das verstärkte Auftreten von *Hypericum perforatum* und *Arenaria serpyllifolia* deuten auf eine nur geringe mechanische Belastung und eine verstärkte Herbizideinwirkung hin.

Die hier provisorisch als 'Eragrostis minor-Setaria viridis-Gesellschaft' (B) bezeichnete Pflanzengemeinschaft der Rasterflächen 3b, 4 und 5 stellt

eine Folgegesellschaft der oben beschriebenen Gesellschaft dar. Aus der Lage der Flächen und der starken Verdichtung des Bodens kann geschlossen werden, daß es sich hier um einen früher ebenfalls stark befahrenen, inzwischen aber nicht mehr genutzten Teil der Zufahrt handelt. Diese Annahme wird durch die Artenzusammensetzung bestätigt: Das Artenspektrum der Gesellschaft A wird um die zur Klasse der *Molinio-Arrhenatheretea* gerechneten Arten *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens*, *Taraxacum officinale* und *Achillea millefolium* erweitert, was auf eine Entwicklungstendenz des Bestandes zum *Arrhenatheretum elatioris* deutet. Die Gleiszwischenräume (Raster 10, 16 und 17) werden von artenarmen *Conyza canadensis*-*Senecio viscosus*-Beständen (C) besiedelt; dabei weist die stark herbizidbelastete Fläche (Raster 10) zwischen Haupt- und Nebengleis eindeutigen Pioniercharakter auf, während die Artenzusammensetzung der in den Rasterflächen 16 und 17 gelegenen Gesellschaften durch die Anwesenheit ausdauernder Arten (*Lolium perenne*, *Achillea millefolium*, *Daucus carota*) bereits auf eine Weiterentwicklung des Bestandes schließen läßt.

Als fragmentarische *Plantago major*-*Trifolium repens*-Gesellschaft kann die zwischen Abstellgleis und Fußweg wachsende, aus *Poa annua*, *Plantago major*, *Lolium perenne* und *Taraxacum officinale* aufgebaute Gesellschaft gewertet werden (D, Raster 20); die lückige Ausbildung und das eher

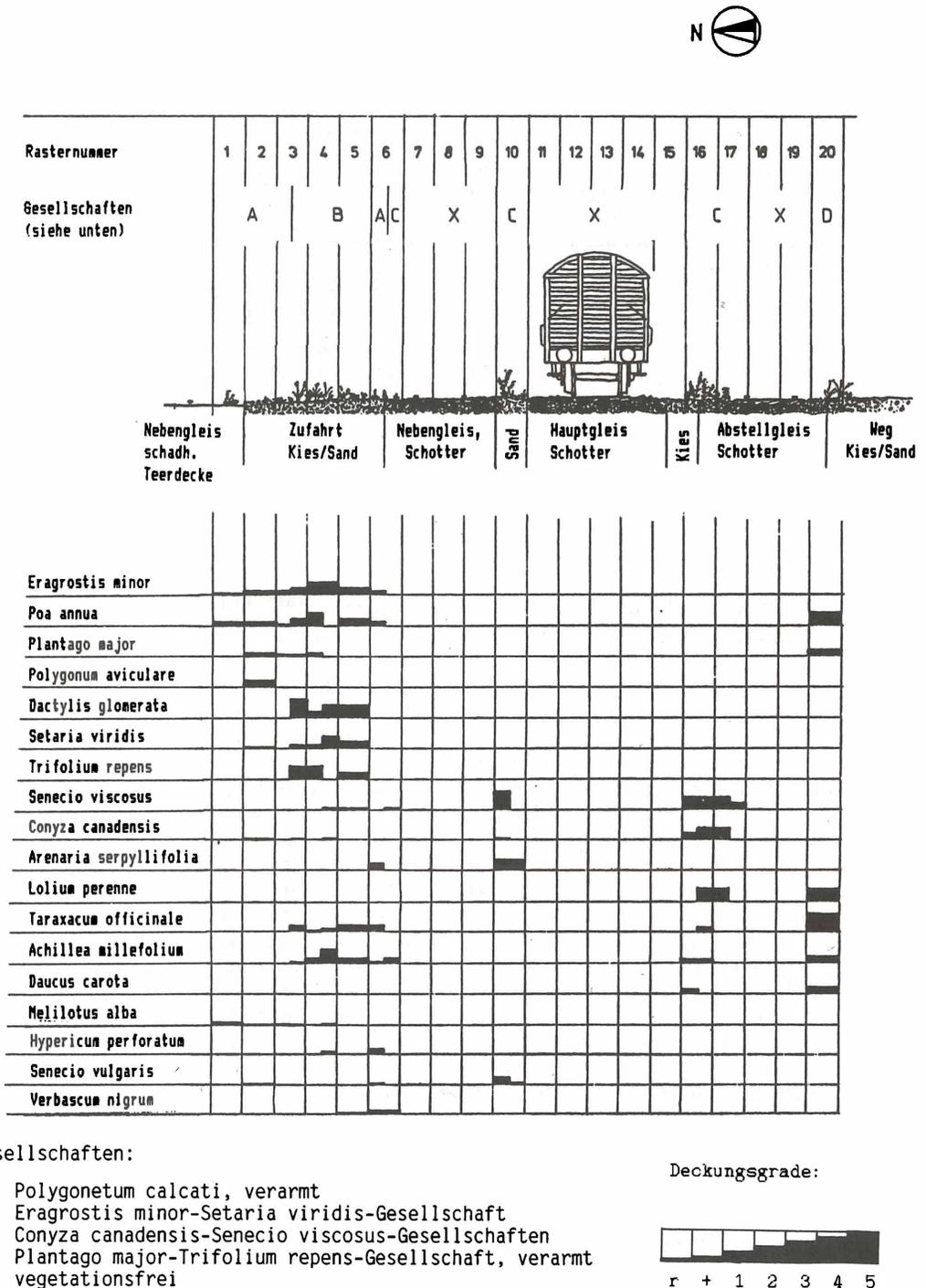


Abbildung 18

Transekt 1: Vegetationsprofil Bahnhof Forsting, aufgenommen am 24.8.87 (vollständige Artenliste siehe Tab. 15, Anhang)

Tabelle 11

Standorte der Pflanzengesellschaften auf Bahnhöfen

Gesellschaft	Bodenart				Humus-gehalt	Nährstoffeintrag	Verdichtung	Staunässe	Tritt		Herbi-zidb.		Licht	häufigster Fundort			
	Schotter, FE-arm	Schotter, FE-reich	Kies	Kies/Sand					Sand/Lehm	Pflaster	humoser Boden	hoch			gering	fehlt	stark
Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften:																	
Filagini-Vulpium	stillgel. Ladegleis
Minuartia hybrida-Gesellschaft	Bahnsteig, Randbereich
Saxifraga tridactylites-Ges., Normalvariante	Gleiszwischenräume
Saxifraga tridactylites-Ges., Sedum acre-Variante	Gleiszwischenräume
Sedum acre-sexangulare-Ges., Normalrasse	Gleiswinkel, Restflächen
Sedum acre-sexangulare-Ges., Erodium-Arrhenat.-R.	Gleiswinkel, ungestört
Galeopsis angustifolia-Gesellschaft	stillgel. Gleise
Hypericum perforatum-Arenaria serpyllifolia-Ges.	Gleiszwischenräume
Chenopodietea-Gesellschaften:																	
Hordeetum aurini typicum	Straßenränder
Hordeetum aurini lolietosum	Randbereich Parkplätze
Bromus sterilis-Gesellschaft	Ladegleise/Lagerflächen
Chenopodietum ruderale	Lagerflächen
Conyzo-Lactucetum, Normalrasse	Gleiszwischenräume
Conyzo-Lactucetum, Setaria-Rasse	Gleiszwischenräume
Conyza canadensis-Genecio viscosus-Bestände	herbizidbel. Gleiswinkel
Conyza canadensis-Setaria viridis-Ges.	Schotterflächen
Conyza canadensis-Digitaria sanguinalis-Ges.	Gleiszwischenräume
Plantaginea-Gesellschaften:																	
Polygonetum calcati, typische Subassoziation	Bahnsteige/Parkplätze
Polygonetum calcati, Poa annua-Subassoziation	Ladeparkplätze
Lolio-Polygonetum arenastri	Wege/Wegränder
Lolio-Polygonetum trifolietosum repentis	Straßen-/Parkplatzränder
Juncetum tenuis	Ablauf-/Fahrrinnen
Juncus bufonius-Gesellschaft, Normalvariante	Spurrinnen, Pfützen
Juncus bufonius-Ges., Typha latifolia-Variante	Kiesflächen, extrem staunab
Agrostietea-Gesellschaften:																	
Agrostis stolonifera-Potentilla reptans-Ges.	Straßenränder
Ranunculus repens-Gesellschaft	stillgelegte Gleise
Potentilla reptans-Gesellschaft	Schotter/Kiesflächen
Agropyretea-Gesellschaften:																	
Poo-Tussilaginetum farfarae	Gleiswinkel, Baustellen
Carex hirta-Ges., Arrhenatherum-Variante	zw. Gleis/Grünland
Carex hirta-Ges., Hypericum-Variante	Gleiszwischenräume
Polygonum amphibium-Gesellschaft	Gleiswinkel, Restflächen
Poa compressa-Ges., Equisetum-Setaria-Variante	Gleiszwischenräume
Poa compressa-Ges., Achillea millefolium-Variante	Gleiswinkel, Bahnsteige
Poa compressa-Ges., Sedum acre-S. cucubalus-Var.	Gleiszwischenräume
Artemisietea-Gesellschaften:																	
Calystegia sepium-Gesellschaft	quellige Böschungen
Urtica dioica-Calystegia sepium-Gesellschaft	Restfl., außerh. Gleisber.
Urtici-Aegopodietum podagr., Arrhenatherum-Var.	verwilderte Gartenanlagen
Urtici-Aegopodietum podagrariae, Poa annua-Var.	Baumscheiben
Anthriscus sylvestris-Gesellschaft	Lagerflächen
Toriletum japonicae	an Baumbeständen
Artemisio-Tanacetetum, Arctium lappa-Var.	Restflächen, ungestört
Artemisio-Tanacetetum, Normalvariante	Gleiswinkel, Restflächen
Daucu-Picridetum hieracioides	stillgelegte Gleise
Echio-Melilotetum, Cichorium intybus-Subass.	Gleiswinkel, Restflächen
Echio-Melilotetum, Lolium perenne-Subassoziation	Restflächen
Echio-Melilotetum, typische Subassoziation	Gleiswinkel, Restflächen
Echio-Melilotetum, Sedum acre-Subassoziation	stillgelegte Gleise
Echio-Melilotetum, Echium vulgare-Subassoziation	Restflächen
Echio-Melilotetum, Berteroa incana-Subassoziation	Gleiswinkel, ungestört
Erigeron annuus-Gesellschaft	stillg. Laderampen/Gleiszw.
Oenothera parviflora-Gesellschaft	Schotterflächen, ungestört
Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften:																	
Arrhenatheretum elatioris, Bromus erectus-Subass.	Böschungen, Restflächen
Arrhenatheretum elatioris, Poa compressa-Subass.	Bahnsteige, Restflächen
Arrhenatheretum elatioris, typische Subass.	Restfl. außerh. Gleisber.
Arrhenatheretum elatioris, Heracleum-Subass.	Restfl. außerh. Gleisber.
Plantago major-Trifolium repens-Gesellschaft	Restflächen, trittbelastet
Angelico-Cirsietum oleracei	zw. Gleisbereich/Bach
Rubus-Calanagrostis-Gesellschaften:																	
Phragmites australis-Gruppe	Böschungen, Restflächen
Brachypodium sylvaticum-Gruppe	Gehölzränder
Calystegia sepium-Urtica dioica-Gruppe	Restfl. außerh. Gleisber.
Arrhenatherum-Gruppe, Calystegia sepium-Variante	Gleiswinkel, Restflächen
Arrhenatherum-Gruppe, Normalvariante	Gleiswinkel, Restflächen
Arrhenatherum-Gruppe, Daucus-carota-Variante	trockene Kiesflächen
Daucus-Melilotus-Gruppe	trockene Kiesflächen

kümmerliche Wachstum der Einzelpflanzen weisen auf einen deutlich suboptimalen Standort (humusarmer Kies/Sand) der sonst vorwiegend auf stickstoffreichen Böden anzutreffenden Gesellschaft hin.

7.2.2 Transekt 2: Bahnhof Jettenbach [Abb. 19, Tab. 16 (Anhang)]

Der Bahnhof Jettenbach liegt an der seit 1986 stillgelegten Bahnlinie Mühldorf-Wasserburg Stadt und wird zur Zeit nicht genutzt. Das Hauptgleis wird weiterhin mit Herbiziden behandelt, alle anderen Flächen sind ungestört, was sich am Aufbau der Pflanzendecke bereits deutlich bemerkbar macht.

Das Transekt zeigt einen Querschnitt durch den ehemals als Güterbahnhof genutzten Teil der Bahnanlage. Entlang des Lagerhauses hat sich auf einer beschatteten und damit wohl auch weniger stark austrocknenden Fläche eine *Anthriscus sylvestris*-Gesellschaft (A; Raster 1-2a) entwickelt; die Anwesenheit von *Plantago major* und *Trifolium repens* läßt noch die frühere Trittbelastung dieser ehemals als Zufahrts- und Entladebereich genutzten Fläche erkennen.

Mit abnehmender Beschattung geht die *Anthriscus sylvestris*-Gesellschaft fließend in eine *Bromus sterilis*-Gesellschaft (B; Raster 2 b-6) über, die den gesamten Bereich des stillgelegten Ladegleises einnimmt. Der relativ geringe Deckungsgrad von *Bromus sterilis* und das Eindringen von Magerkeitszeigern (*Vulpia myuros*) läßt darauf schließen, daß die nährstoffbedürftige Gesellschaft nach dem Wegfall des Verladebetriebes keine ausreichende Nährstoffversorgung mehr erhält und bereits im Abbau begriffen ist.

Vegetationskundlich schwer einzuordnen ist die von *Hypericum perforatum* und *Lolium perenne* dominierte 'hypericum perforatum-Gesellschaft', die den Gleiszwischenraum zwischen Haupt- und Abstellgleis besiedelt (C; Raster 7-12). Das Auftreten des vor allem auf trittbelasteten Flächen vorkommenden *Lolium perenne* im Verein mit *Daucu-Melilotion*-Arten (*Daucus carota*, *Erigeron annuus*, *Hypericum perforatum*) läßt auf eine noch nicht abgeschlossene Entwicklung einer früheren Trittpflanzengesellschaft zum *Daucu-Melilotion* schließen; das Auftreten von *Calamagrostis epigejos* (Raster 8) deutet eine beginnende Entwicklung zur *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft an.

Der Übergang zwischen dem vegetationsfreien Hauptgleis und einer an das Bahngelände angrenzenden *Arrhenatherum*-Wiese wird von einer *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft (D) gebildet. In der noch stark herbizidbelasteten Fläche 18 b ist ein *Calamagrostis epigejos*-Reinbestand mit sehr geringer Deckung zu erkennen, der mit zunehmender Entfernung vom Gleis zunächst in eine artenreichere *Calamagrostis*-Gesellschaft (Raster 19a) und schließlich in ein *Arrhenatherum elatioris* (E, Raster 19b) übergeht.

7.2.3 Transekt 3: Bahnhof Rott/Inn [Abb. 20, Tab. 17 (Anhang)]

Wie die meisten Bahnhöfe der Bahnlinie Rosenheim-Mühldorf ist auch der Bahnhof Rott/Inn durch einen starken Rückgang des Verkehrsaufkommens in den letzten Jahrzehnten gekennzeichnet; zahlreiche stillgelegte oder bereits abgebaute Gleise und verfallende Bahnsteige zeugen von einem früher erheblich umfangreicheren Güter- und

Personenverkehr. Haupt- und Nebengleis (vgl. Abb. 20) werden mit Herbiziden behandelt, auf allen sonstigen Flächen ist eine weitgehend ungestörte Vegetationsentwicklung möglich. Das Vegetationsprofil zeigt einen Querschnitt durch den heute kaum mehr genutzten Güter- und Rangierbahnhof. Auf der zwischen Parkplatz und stillgelegtem Ladegleis gelegenen Restfläche (Raster 1-2) hat sich ein *Lolio-Cynosuretum*-Bestand (A) angesiedelt, der auf den stark mit Feinmaterial angereicherten Schotterkörper eines offenbar schon vor längerer Zeit abgebauten Gleises (Raster 3-4) übergreift. Die Veränderung der Artenzusammensetzung, des Deckungsgrades und auch der Bestandshöhe (vgl. Tab. 17) innerhalb dieser Gesellschaft lassen auf ein deutliches Gefälle in der Nährstoff- und Wasserungsverfügbarkeit schließen: Auf den an den Parkplatz angrenzenden, relativ humosen und durch vom Parkplatz ablaufendes Regenwasser zusätzlich bewässerten Kies- und Sandflächen ist eine 'Agrostis stolonifera-Variante' (Raster 3b-4) des Gleiskörpers abzutrennen.

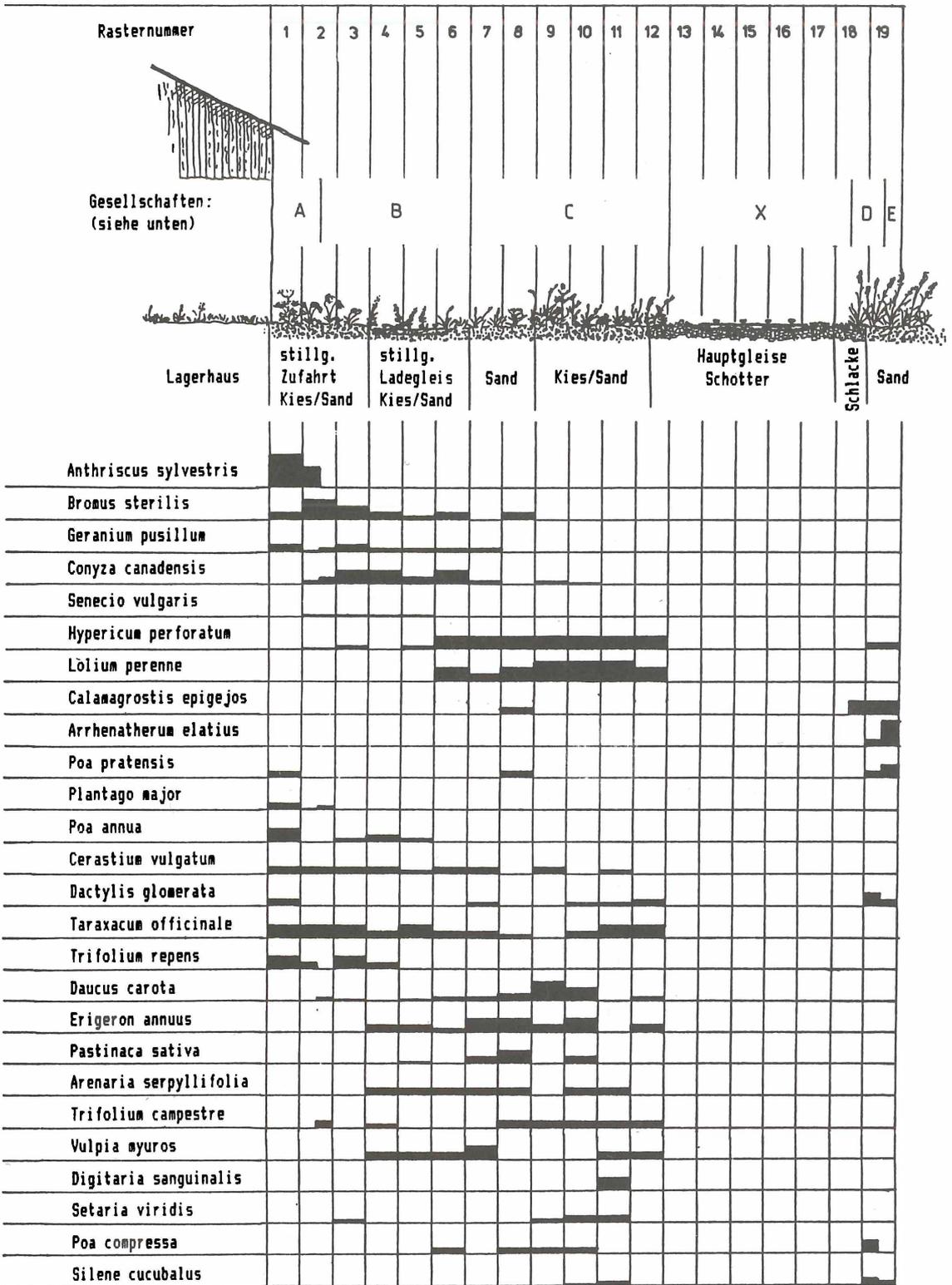
Die Rasterflächen 6-10 umfassen eine sehr feindearme Schotterfläche im Bereich eines nicht mehr genutzten, offensichtlich aber vor kurzem einer Gleisbettreinigung unterzogenen Abstellgleises. Die Flächen 6 b-10 sind daher auch ohne Herbizidanwendung praktisch vegetationsfrei (vereinzelte *Coryza*-Sämlinge außerhalb der Aufnahmefläche). Das Auftreten des in den Rasterflächen 5-6a vorhandenen *Atriplex patula*-Bestandes scheint daher recht ungewöhnlich; die vorhandenen Pflanzen sind entsprechend der sicher nicht optimalen Nährstoffversorgung ausgesprochen kümmerlich entwickelt.

Der Einfluß einer bestehenden oder vorausgegangenen Trittbelastung auf die Artenzusammensetzung einer Pflanzengemeinschaft wird an den Gleiszwischenräumen in den Rasterflächen 11-14a und 17b-20 deutlich: So weist die Anwesenheit der Trittpflanzen *Lolium perenne* und *Trifolium repens* im Mittelteil (Raster 12) des zwischen Ladegleis und abgebautem Nebengleis gelegenen Gleiszwischenraums deutlich auf eine frühere Trittbelastung der inzwischen von einer *Coryza canadensis*-*Digitaria sanguinalis*-Gesellschaft überwachsenen Fläche hin.

Im Bereich des heute noch als Fußweg genutzten, an das stark herbizidbelastete Hauptgleis angrenzenden Gleiszwischenraums (Raster 17b-20) hat sich eine offensichtlich sowohl tritt- als auch herbizidresistente *Coryza canadensis*-*Arenaria serpyllifolia*-Gesellschaft ausgebildet (Raster 17b-18); die zunehmende Trittbelastung in den Flächen 18a und 18b führt hier zu einem verstärkten Auftreten von *Eragrostis minor*.

Die stark herbizidbelasteten Sand-, Kies- und Schlackeflächen (Raster 20, 24-26) im Bereich des Hauptgleises werden von einer artenarmen *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaft besiedelt, die im zeitigen Frühjahr eine relativ hohe Deckung erreichen kann; zum Aufnahmezeitpunkt war der Bestand bereits durch Herbizide vernichtet, der angegebene Deckungsgrad beschreibt die abgestorbenen Pflanzenreste.

Die in den Flächen 29b und 30 kartierte *Carex hirta*-Gesellschaft ist typisch für den Übergangsbereich zwischen herbizidbelasteten Gleisflächen und Grünlandgesellschaften; sie geht in den Flächen 31-32 in ein 'ruderales *Arrhenatherum*' über.



Gesellschaften:

- A: *Anthriscus sylvestris*-Gesellschaft
- B: *Bromus sterilis*-Gesellschaft
- C: *Hypericum perforatum*-Gesellschaft
- D: *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft
- E: *Arrhenatherum elatioris*
- X: vegetationsfrei

Deckungsgrade:

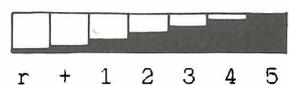
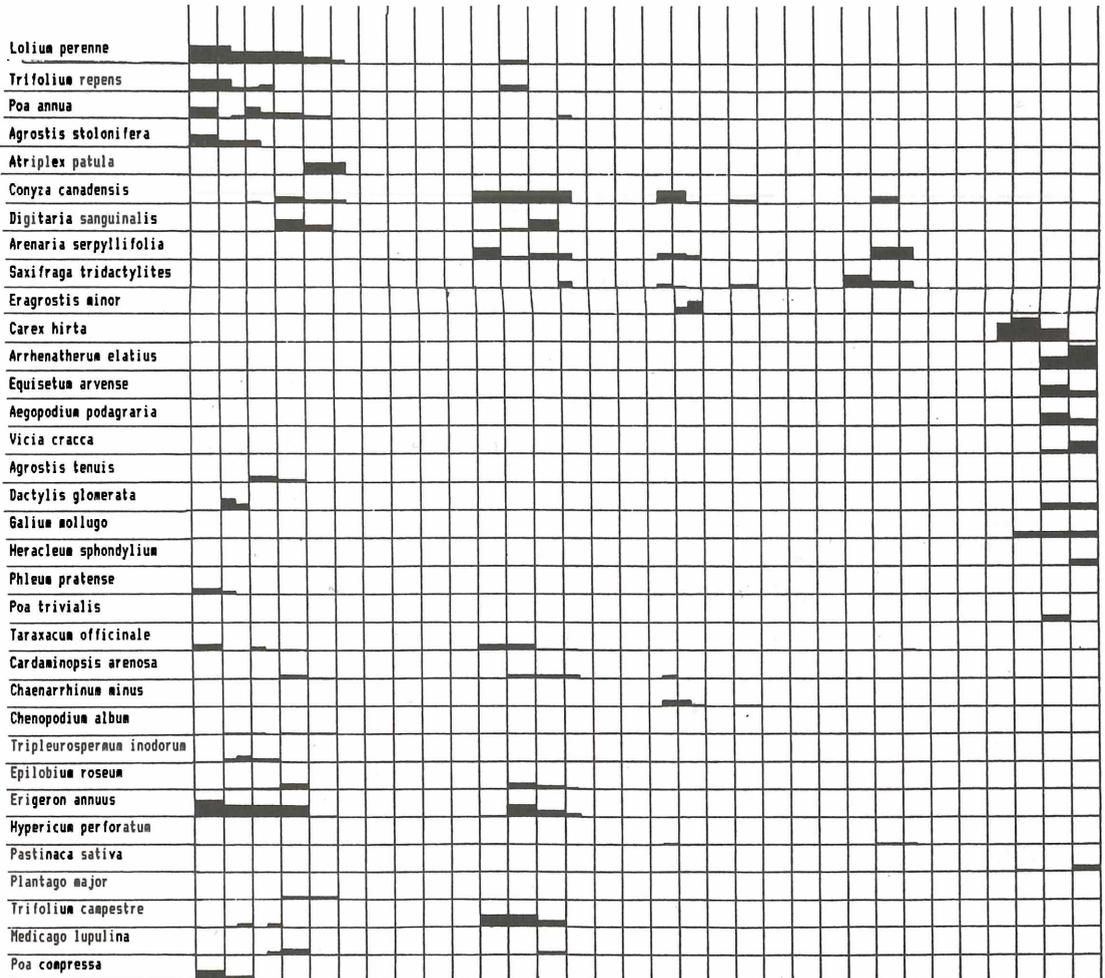
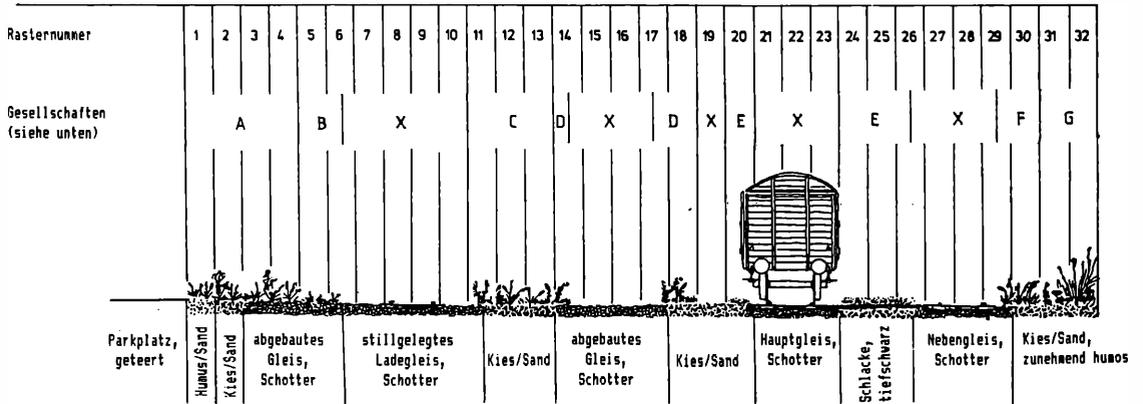


Abbildung 19

Transekt 2: Vegetationsprofil Bahnhof Jettenbach, aufgenommen am 26.8.87 (vollständige Artenliste siehe Tab. 16, Anhang)



Gesellschaften:

- A: *Lolium perenne*-Gesellschaft
- B: *Atriplex patula*-Fragmentgesellschaft
- C: *Conyza canadensis*-*Digitaria sanguinalis*-Fragmentgesellschaft
- D: *Conyza canadensis*-*Arenaria serpyllifolia*-Fragmentgesellschaft
- E: *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaft
- F: *Carex hirta*-Gesellschaft
- G: *Arrhenatherum elatius*
- X: vegetationsfrei

Deckungsgrade:



Abbildung 20

Transekt 3: Vegetationsprofil Bahnhof Rott/Inn, aufgenommen am 27.8.87 (vollständige Artenliste siehe Tab. 17, Anhang)

7.2.4 Transekt 4: Bahnhof Wasserburg Bhf., nördlicher Teil

[Abb. 21, Tab. 18 (Anhang)]

Der Bahnhof Wasserburg Bhf. wirkt heute angesichts des sehr geringen Verkehrsaufkommens ausgesprochen überdimensioniert. Nach der Stilllegung des Streckenabschnitts Wasserburg-Mühdorf ist ein 'Sackbahnhof' entstanden, dessen südlicher Teil noch für den Personenverkehr (Schienebusverkehr auf den Linien Wasserburg-Rosenheim und Wasserburg-Ebersberg) genutzt wird; im nördlichen Teil des Bahnhofsgeländes findet nur noch ein geringer Rangier- und Güterverkehr statt. Alle noch genutzten Gleise sind durch Herbizide vegetationsfrei gehalten.

Transekt 4 zeigt einen im Nordteil des Bahnhofsgeländes gelegenen Querschnitt durch den Gleisbereich; die Fläche wird im Osten durch eine Schrebergartenanlage, im Westen durch eine Straßenböschung begrenzt.

Der östliche Randbereich des Geländeauschnitts (Rasterfläche 1-5a) wird von einer *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft beherrscht, die sich, wie Tab. 18 zeigt, in eine 'Rubus idaeus-Variante' im humoseren und damit sicher auch nährstoffreicheren Teil der Fläche (Raster 4) und einen Calamagrostis-Reinbestand herbizidbelasteter Flächen (5a) gliedern läßt.

Die ausgesprochen artenarmen Fragmentgesellschaften schmaler Gleiszwischenräume bzw. der Randbereiche breiterer Gleiswickel (Raster 5, 9, 13b-14a, 24b) lassen auf eine starke Herbizidbelastung schließen. Dabei wachsen auf sandreichen Flächen meist *Arenaria serpyllifolia* (Rein)-Bestände (vgl. Raster 14a), auf feinmaterialarmen Kiesflächen gelangen *Conyza canadensis* und *Hypericum perforatum* zu Dominanz.

Erheblich artenreicher ist die in den Rastern 14b-18a auftretende *Poa compressa*-Gesellschaft; zumindest der Mittelteil dieses relativ breiten Gleiszwischenraumes kann als relativ ungestört und nur schwach herbizidbelastet eingestuft werden, während in den Randbereichen der Fläche (Raster 14b, 18a) eine deutliche Artenverarmung festzustellen ist.

Die an das Bahngelände grenzende Straßenböschung (Raster 33b-35) wird von einem *Rubus fruticosus*-Reinbestand besiedelt, der mit seinen Ausläufern bis in den unmittelbaren Bereich des Nebengleises vordringt. Zahlreiche abgestorbene Ausläufer- und Triebspitzen deuten auf einen erheblichen Herbizideinfluß hin, der den Bestand jedoch offensichtlich nicht ernsthaft schädigt.

7.2.5 Transekt 5: Bahnhof Wasserburg Bhf., südlicher Teil

[Abb. 22, Tab. 19 (Anhang)]

Das im südlichen Teil des Bahnhofs Wasserburg Bhf. aufgenommene Vegetationsprofil ist – ebenso wie auch Transekt 4 – durch kurzlebige, auf starke Störung des Standortes hinweisende (Fragment)-Gesellschaften gekennzeichnet. Den Bereich eines stillgelegten Ladegleises (Raster 1-2) besiedelt eine *Bromus sterilis*-Gesellschaft; die ausgesprochene Artenarmut ist wohl auf die extreme Trockenheit dieser unterhalb des Lagerhaus-Vordaches gelegenen Fläche zurückzuführen. Sie wird im etwas feuchteren Bereich des Schotterkörpers (Raster 3-4) von einer *Hypericum perforatum*-Fragmentgesellschaft, auf einer angrenzenden Sandfläche (Ra-

ster 5-6a) von einer *Hypericum perforatum*-*Arenaria serpyllifolia*-Gesellschaft abgelöst.

Der zumindest im östlichen Teil relativ wenig gestörte Bereich zwischen Ladegleis und den Schotterkörpern mehrerer wenig genutzter Nebengleise (Raster 6b-9a) wird von einer *Poa compressa*-Gesellschaft besiedelt; das verstärkte Auftreten von *Daucus carota* und *Pastinaca sativa* läßt möglicherweise auf eine beginnende Entwicklung des Bestandes zu einer *Dauco-Melilotion*-Gesellschaft schließen.

Auf den meist sehr schmalen und damit stark herbizidbelasteten Gleiszwischenräumen im westlichen Teil des Transekts sind *Conyzo-Lactucetum*-(Fragment)-Gesellschaften unterschiedlicher Artenzusammensetzung anzutreffen; so werden die an Gleisbereiche angrenzenden Flächen 9b, 10a und 19b von einer herbizidresistenten *Conyzo-canadensis*-*Setaria viridis*-Gesellschaft besiedelt, im Bereich des nicht herbizidbelasteten, kaum genutzten Bahnsteigs (Raster 21-25) ist ein *Conyzo-Lactucetum serriolae* bzw. kleinflächige *Conyza canadensis*-*Daucus carota*-Bestände (v.a. in schadhafte Bereichen der Teerdecke) anzutreffen. Die in den Rasterflächen 29b-31, 35-36a und 39 aufgenommenen Bestände sind als artenarme *Conyzo-Lactucetum*-Fragmentgesellschaften aufzufassen; auch hier fällt auf, daß auf sandigen Flächen meist *Arenaria serpyllifolia*, in feinmaterialarmen Bereichen dagegen *Conyza canadensis* zur Vorherrschaft gelangt. Möglicherweise hängt dies auch mit der Rauheit des kiesigen, groben Substrates zusammen, an dem die Pappushaare der *Conyza*-Samen eher hängen bleiben als auf glatten Sandflächen.

7.2.6 Transekt 6: Bahnhof Soyen

[Ab. 23, Tab. 20 (Anhang)]

Der an der Bahnlinie Mühdorf-Wasserburg gelegene Bahnhof Soyen ist relativ kleinflächig; auch das Verkehrsaufkommen durch Güterverkehr ist sehr gering. Die beiden Hauptgleise werden mit Herbiziden behandelt, in den übrigen Bereichen ist die Pflanzendecke weitgehend ungestört. Das Transekt erfaßt eine im südlichen Bahnhofsbereich gelegene, durch einen nicht mehr genutzten Lager-schuppen und eine angelegte Ligusterhecke begrenzte Fläche.

Die östlich des Lagerhauses gelegene Fläche (Raster 1-3) wird vom *Hordeetum murini* besiedelt. Durch ihre Lage unterhalb des Vordaches ist sie extrem trocken und wird vermutlich nur durch von der angrenzenden Zufahrtsstraße ablaufendes Wasser bewässert. Durch Hundexkrementen und Staubeintrag ist eine gute Nährstoffversorgung sichergestellt. Das Auftreten von *Polygonum aviculare* weist auf eine gelegentliche Trittbelastung hin. Eine etwas artenreichere Ausbildung der Gesellschaft ist am östlichen Rand der Zufahrt (Raster 9b) vorhanden.

Auffallend artenreich ist der in einem breiten Gleiswickel zwischen Haupt- und Abstellgleis gelegene Pflanzenbestand (Raster 13b-17). Das Artenspektrum umfaßt neben für das *Conyzo-Lactucetum* typischen Arten, wie *Conyza canadensis*, *Arenaria serpyllifolia*, *Setaria viridis* usw. auch viele ausdauernde Arten der *Artemisietea*- und *Arrhenatheretea*-Gesellschaften. Die Gesellschaft kann damit wohl als bereits fortgeschrittenes Sukzessionsstadium eines *Conyzo-Lactucetum* gewertet werden. In dem an das Hauptgleis angrenzenden Bereich ist eine deutliche, offensichtlich durch

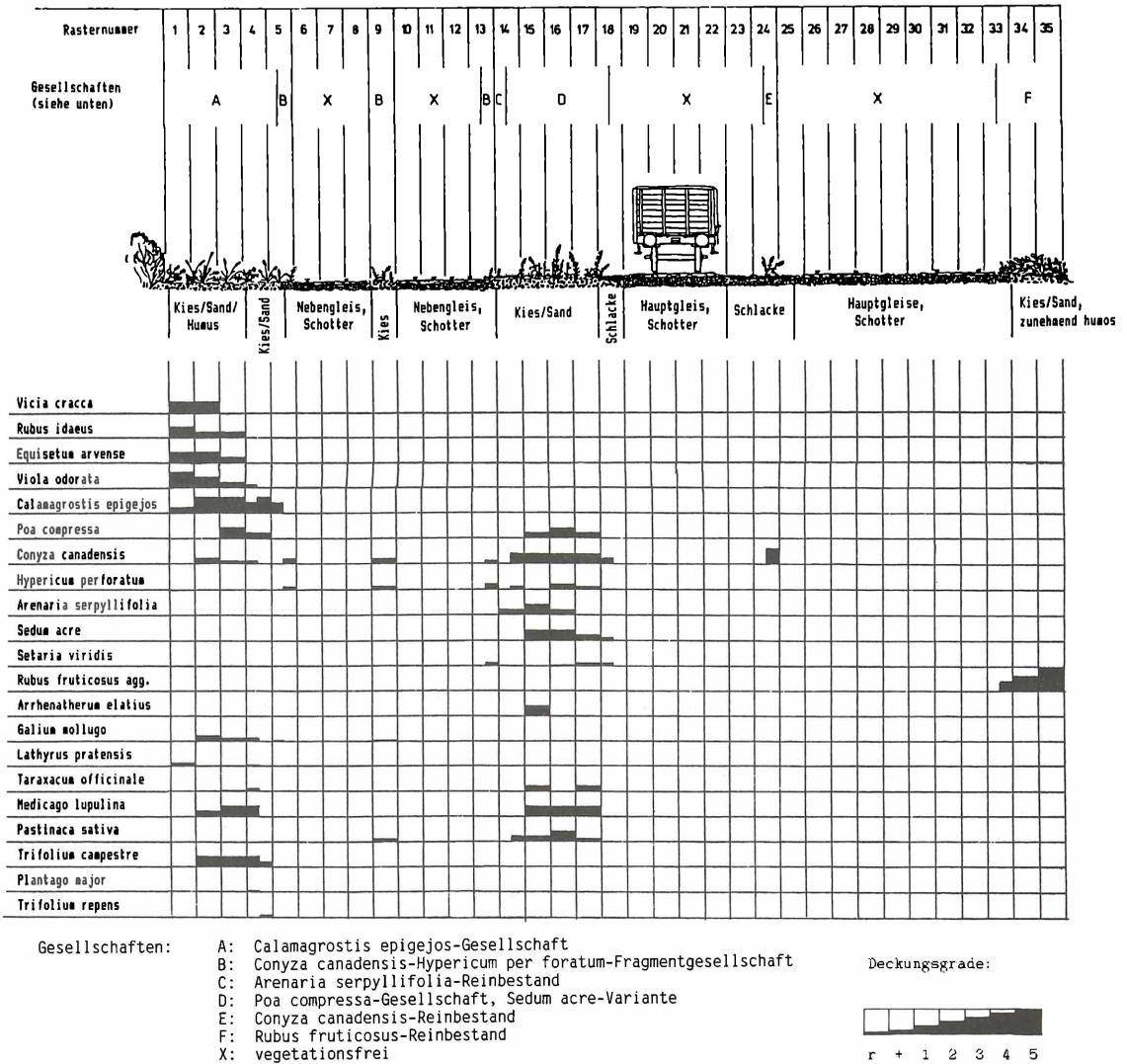


Abbildung 21

Transekt 4: Vegetationsprofil Bahnhof Wasserburg Bhf. (Nord), aufgenommen am 29.9.87 (vollständige Artenliste siehe Tab. 18, Anhang)

zunehmenden Herbizideinfluß bewirkte Abnahme der Artenzahl festzustellen. Der weitgehend ungestörte Randbereich wird auch hier von einer *Rubus fruticosus*-Gesellschaft eingenommen; der relativ hohe Anteil von *Brachypodium pinnatum* läßt darauf schließen, daß sie durch Abbau einer der im Bahnhof häufigen, trockenen *Arrhenatherum*-Gesellschaften entstanden ist.

7.3 Gesellschaftsmosaik

Wie bereits aus den vorangegangenen Kapiteln ersichtlich, ist die Vegetation der Bahnhöfe durch eine mosaikartige Abfolge verschiedener Pflanzengesellschaften gekennzeichnet, deren Auftreten und Anordnung von der Art und Intensität verschiedener Standortfaktoren abhängig ist. Dabei sind vor allem nutzungsbedingte Standortfaktoren meist an bestimmte Strukturen innerhalb des Bahngeländes gebunden (z.B. Trittbelastung auf Bahnsteigen und Bahnhofsvorplätzen, Herbizidbelastung im unmittelbaren Gleisbereich, Nährstoffeintrag auf Lade-

rampen und -gleisen usw.), was wiederum eine oft sehr enge Bindung verschiedener Pflanzengesellschaften an bestimmte Flächen innerhalb des Bahngeländes zur Folge hat. So wurden beispielsweise *Bromus sterilis*-Gesellschaften ausschließlich im Bereich von Verladestellen, *Saxifraga tridactylites*-Gesellschaften überwiegend auf stark herbizidbelasteten Flächen angetroffen.

Tab. 12 zeigt, wie sich die im Bereich der untersuchten Bahnhöfe vorgefundenen Pflanzengesellschaften in Abhängigkeit von verschiedenen Bodentypen, Nutzungsarten und sonstigen nutzungsbedingten Einflüssen gliedern lassen. Diese Aufstellung kann nur als grober Überblick über die häufigsten Standorte der Gesellschaften gewertet werden, da wichtige Standortfaktoren, wie vor allem Wasser- und Nährstoffversorgung, nur indirekt durch die Angaben über Feinmaterial- bzw. Humusgehalt berücksichtigt werden können. Dennoch sind prinzipielle Zusammenhänge zwischen nutzungsbedingten Standortfaktoren und der räumlichen Verteilung verschiedener Pflanzengesellschaften deutlich zu erkennen.

8. Anmerkungen zum Naturschutz

Die ausgedehnten, meist stark austrocknenden und sich stark erwärmenden Kies- und Schotterflächen der Bahnhöfe stellen gerade im kühl-feuchten Alpenvorland Rückzugsgebiete für wärmeliebende und trockenheitsertragende Pflanzen und Pflanzengesellschaften dar, von denen viele im Untersuchungsgebiet ausgesprochen selten und außerhalb von Bahnanlagen nicht anzutreffen sind. So weisen beispielsweise *Saxifraga tridactylites*- und *Galeopsis angustifolia*-Gesellschaften, aber auch die *Echium*-Variante des *Echio-Melilotetum* ein deutliches Schwerpunktvorkommen auf den Kies- und Schotterflächen der Bahnanlagen auf (vgl. auch SPRINGER, 1985). Das Artenspektrum umfaßt neben zahlreichen sich entlang des Bahngeländes ausbreitenden Neophyten (*Eragrostis minor*, *Lepidium virginicum* usw.) und verschiedenen 'Rote-Liste-Arten' (vgl. Kap. 5.6) auch viele seltene Ruderalarten, wie *Artemisia absinthium*, *Berteroa incana*, *Filago arvensis*, *Reseda luteola* und *Vulpia myuros* (vgl. MÜLLER 1987). Überraschend vielfältig ist auch die Fauna vieler Bahnhöfe: Nicht mehr oder wenig genutzte Betriebsgebäude und Lagerschuppen bieten Nistmöglichkeiten für zahlreiche Vogelarten (Hausrotschwanz, Rauchschwalbe, Meisen-Arten usw.), die Schotterflächen fast al-

ler untersuchten Bahnhöfe sind von Zauneidechen und Blindschleichen besiedelt. Die ausgesprochen blütenreichen Pflanzengesellschaften größerer Restflächen sind geeignete Lebensräume für zahlreiche Insektenarten (Schmetterlinge, Wildbienen, Hummeln, Heuschrecken, Grabwespen usw.), die wiederum die Nahrungsgrundlage vieler Spinnenarten (Kreuz- und Wespenspinne, zahlreiche Springspinnenarten) bilden. Maßnahmen zur Erhaltung dieser ausgesprochen vielfältigen Lebensgemeinschaften sind daher anzustreben.

Selbstverständlich ist es nicht möglich, genutzte Bahnhöfe 'unter Naturschutz zu stellen'; Bahnhöfe sind Verkehrsanlagen, deren Betriebssicherheit und Wirtschaftlichkeit sichergestellt werden muß. Die dazu notwendigen Eingriffe in die Pflanzendecke können sich – sofern sie in maßvollem Umfang erfolgen – durchaus positiv auf die Artenvielfalt der Bahnhöfe auswirken, da sie offene Flächen schaffen, die die Ansiedlung konkurrenzschwacher Pioniergesellschaften (vgl. Kap. 6.1, 6.2) ermöglichen. Die Entwicklung ausdauernder Pflanzengesellschaften ist in Bahnhöfen mit ausgedehnten Gleiswickeln oder Restflächen vor allem durch die Unzugänglichkeit dieser Flächen und das von der Bundesbahn ausgesprochene Betretungsverbot sichergestellt.

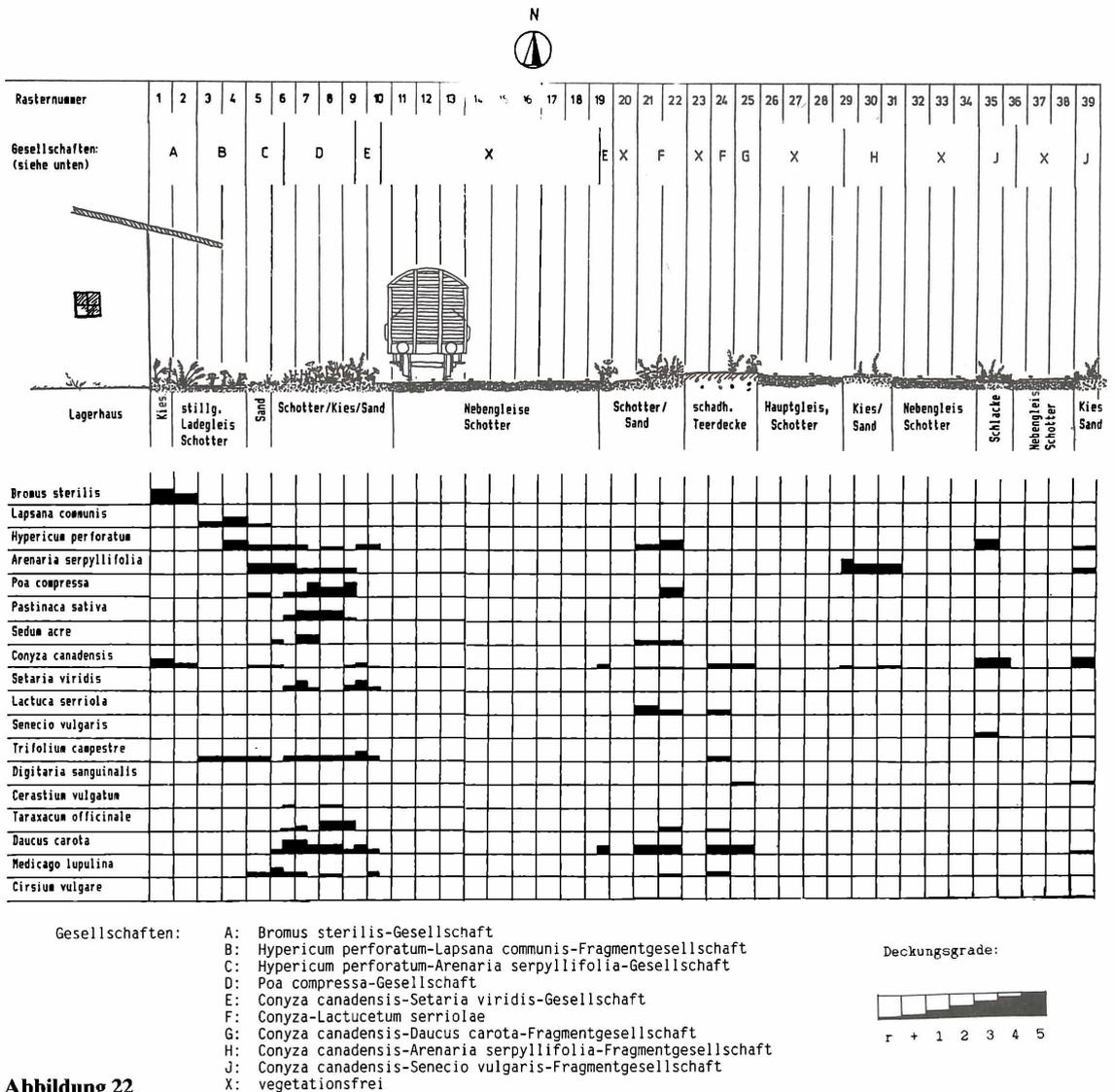
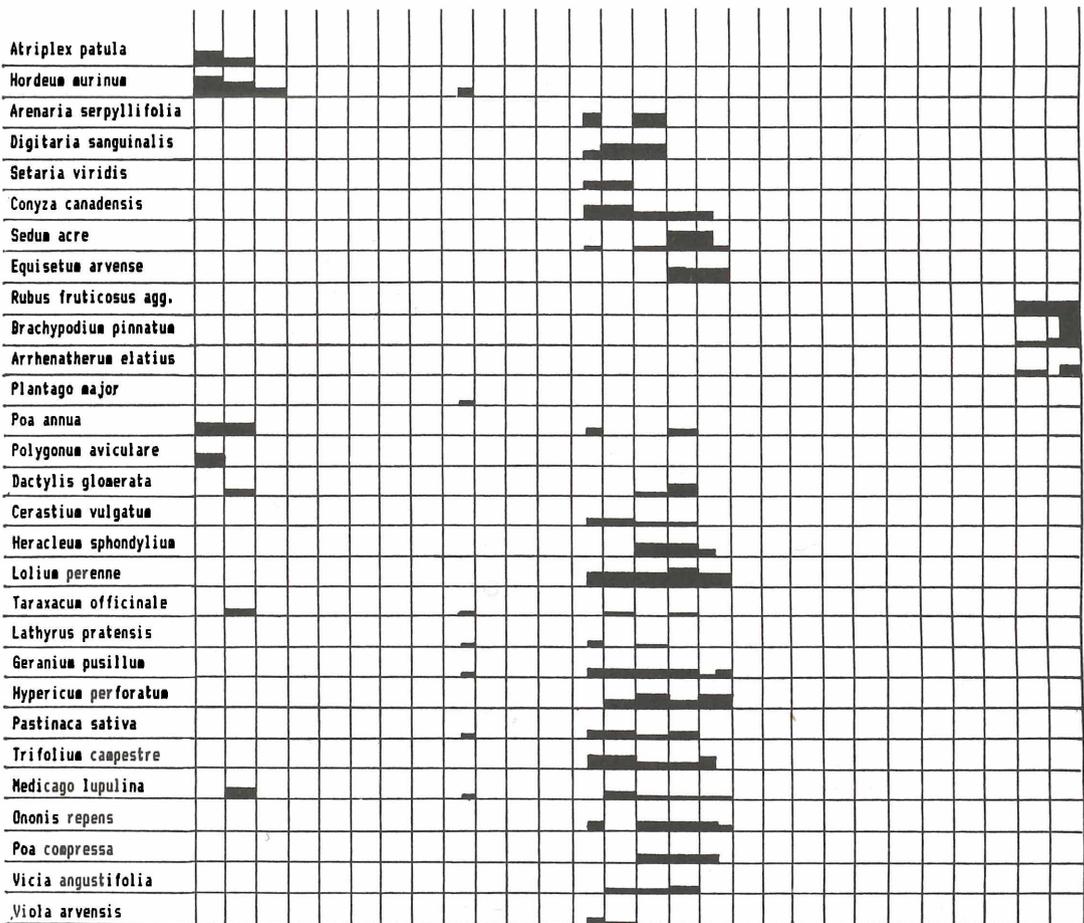
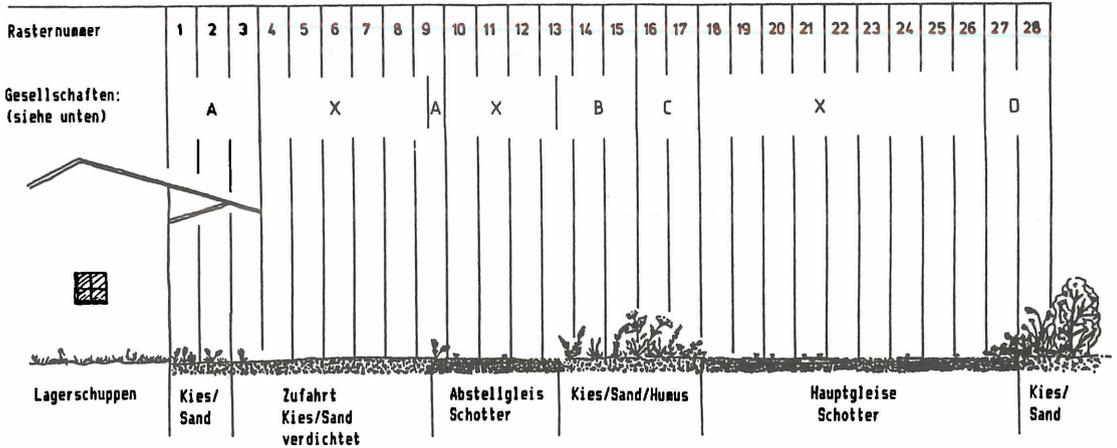


Abbildung 22

Transect 5: Vegetationsprofil Bahnhof Wasserburg Bhf. (Süd), aufgenommen am 29.8.87 (vollständige Artenliste siehe Tab. 19, Anhang)



Gesellschaften:

- A: *Hordeetum murini*
- B: *Conyza canadensis*-*Digitaria sanguinalis*-Gesellschaft
- C: *Conyza canadensis*-*Sedum acre*-Gesellschaft
- D: *Rubus fruticosus*-Gesellschaft
- X: vegetationsfrei

Deckungsgrade:

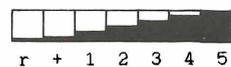


Abbildung 23

Transect 6: Vegetationsprofil Bahnhof Soyen, aufgenommen am 30.8.87 (vollständige Artenliste siehe Tab. 20, Anhang)

Tabelle 12

Verteilung der Vegetationseinheiten in Abhängigkeit von bodenbildendem Material und nutzungsbedingten Standortfaktoren

Boden	Nutzung	sonstige Einflüsse	Gesellschaft
grober Granit-schotter, feinerdeare	genutztes Gleis	starke Herbizidbelastung	vegetationsfrei
	stillgelegte/ abgebaute Gleise	ungestört	Galeopsis angustifolia-Gesellschaft Potentilla reptans-Gesellschaft
grober Granit-schotter, feinerdeare	Ladegleise	Nährstoffeintrag d. Ladegutverluste	Bromus sterilis-Gesellschaft
	Gleiswischenräume	Herbizidbelastung	Saxifraga tridactylites-Reinbestände Saxifraga tridactylites-Ges., Normalvariante Conyzo-Lactucetum-Fragmentgesellschaften (v.a. Conyzo-Lactucetum, Sekaria-Rasse) Carex hirta-Ges., Hypericum-Variante
Kies, feinerdeare	stillgelegte/ abgebaute Gleise	ungestört	Ranunculus repens-Gesellschaft Polygonum amphibium-Gesellschaft Echio-Melilotetum, Sedum acre-Subassoziation Oenothera parviflora-Gesellschaft Daucus-Picridetum hieracitoides (bei starker Humusanreicherung)
	Gleiszwickel	Herbizidbelastung	Saxifraga tridactylites-Ges., Normalvariante Hypericum perforatum-Wenaria serpyllifolia-Ges. artenarme Poa compressa-Fragmentgesellschaften
Kies mit deutlicher Humusanreicherung	breite Gleiszwickel, Restflächen	ungestört	Saxifraga tridactylites-Ges., Sedum acre-Variante Sedum acre-sexangulare-Ges., Normalrasse Conyzo-Lactucetum, Sekaria-Rasse Potentilla reptans-Gesellschaft Poa compressa-Ges., Sedum acre-Silicubalus-Var. Echio-Melilotetum, Berteroa incana-Subassoziation Echio-Melilotetum, Echium vulgare-Subassoziation
	breite Gleiszwickel, Restflächen	ungestört	Artemisio-Tanacetetum, Normalvariante Echio-Melilotetum, typische Subassoziation
Kies/Sand-Gemisch, humustreu	Gleiszwickel	schwache Tribitbelastung	Echio-Melilotetum, Cichorium intybus-Subass. Echio-Melilotetum, Lolium perenne-Subassoziation
	Straßenänder, Parkplätze	ausgeprägte Staumnäse	Juncus bufonius-Ges., Typha latifolia-Variante
Kies/Sand-Gemisch, humustreu	Gleiszwickel	Herbizidbelastung	Conyza canadensis-Senecio viscosus-Bestände Conyza canadensis-Digitalis sanguinalis-Ges. Conyza canadensis-Sekaria-viridis-Ges.
	Straßenänder, Parkplätze	Nährstoffeintrag	Hordeetum murini typicum
Kies/Sand-Gemisch, humustreu	Restflächen	Tribitbelastung	Polygonetum calcati, typische Subassoziation
	Restflächen	ungestört	Filagin-Vulpinetum

Boden	Nutzung	sonstige Einflüsse	Gesellschaft
Kies/Sand-Gemisch, mit beginnender Humusanreicherung	Gleiswischenräume	Herbizidbelastung	Poa compressa-Ges., Equisetum-Sekaria-Variante Conyzo-Lactucetum, Normalrasse
	Bahnsteige, Parkplätze, Wege	z. T. starke Tribitbelastung	Polygonetum calcati, Poa annua-Subassoziation Lolium polygonetum arenastri Lolium-Polygonetum trifolietosum repens
Kies/Sandgemisch, humusreich	breite Gleiszwickel, Restflächen	ungestört	Hordeetum murini lolietosum Poa-Tussilaginetum farfarae Poa compressa-Ges., Achillea millefolium-Variante Erigeron annuus-Gesellschaft Arrhenatheretum elatioris, Bromus erectus-Subass. Arrhenatheretum elatioris, Poa compressa-Subass. Rubus-Calaagrostis-Ges., Arrhenatherum-Variante Rubus-Calaagrostis-Ges., Daucus-Melilotus-Var.
	Lagerflächen	zeitw. Abdeckung	Chenopodietum ruderale
Kies/Sandgemisch, humusreich	Straßen/Parkplatzränder	geringe Tribitbelastung	Agrostis stolonifera-Potentilla reptans-Ges.
	übergang Gleisbereich/Grünland	geringe Herbizidbelastung	Carex hirta-Ges., Arrhenatherum-Variante
Pflasterflächen	breite Gleiszwickel, Restflächen	ungestört, Halbschatten	Anthriscus sylvestris-Gesellschaft Rubus-Calaagrostis-Ges., Brachypodium sylv.-Var. Torilietum japonicae
	Randbereiche von Bahnsteigen, Laderampen	mäßige Tribitbelastung	Artemisio-Tanacetum, Arctium lappa-Var. Rubus-Calaagrostis-Ges., Phragmites-Variante Rubus-Calaagrostis-Ges., Arrhenat.-Calystegia-Var
Pflasterflächen, starke oberfl. Humusansammlung	stillgelegte Laderampen	ungestört	Mimartia hybrida-Gesellschaft Polygonetum calcati, typische Subassoziation Polygonetum calcati, Poa annua-Subassoziation Poa compressa-Ges., Achillea millefolium-Variante
	Park-/Lagerplätze, Straßenänder	verdichtet	Juncus bufonius-Gesellschaft, Normalvariante Juncetum tennis
humose Böden, skelettlara	Restflächen, ehe. Rasenflächen	mäßige Tribitbelastung	Piantago major-Trifolium repens- Gesellschaft
	Böschungen, Restflächen, ausserhalb Gleisbereich	grundwasserbeeinflusst	Calystegia sepium-Gesellschaft Angelico-Cirsietum oleracei
humose Böden, ehe. gärtnerisch gepf. Flächen	Bauwischen, ehe. gärtnerisch gepf. Flächen	ungestört	Urtica dioica-Calystegia sepium-Gesellschaft Arrhenatheretum elatioris, Hieracium-Subass.
	Bauwischen, ehe. gärtnerisch gepf. Flächen	Nährstoffeintrag, Halbschatten	Urtica-Aegopodietum podagr., Arrhenatherum-Var. Urtica-Aegopodietum podagrariae, Poa annua-Var.

Zur Erhaltung und Förderung der 'Bahnhofsgesellschaften' sollten folgende Maßnahmen angestrebt werden:

- Reduktion des Herbizideinsatzes auf ein aus betriebswirtschaftlichen und sicherheitstechnischen Gründen bedingtes Minimum; ein Herbizideinsatz aus 'kosmetischen' Gründen, also beispielsweise die 'Unkrautbekämpfung' auf Bahnhofsvorplätzen und Bahnsteigen, sollte nach Möglichkeit unterbleiben.
- Entwicklung und Anwendung rasch abbaubarer und damit weniger umweltschädlicher Herbizide.
- Einschränkung der Flächenversiegelung auf ein absolut notwendiges Minimum; gerade auf wenig frequentierten dörflichen Bahnhöfen ist, wie am Beispiel der meisten untersuchten Bahnhöfe deutlich wird, eine Befestigung von Bahnhofsvorplätzen und Bahnsteigen durch wassergebundene Decken ausreichend; wo dies nicht möglich ist, sind Pflasterbeläge einer Teerdecke vorzuziehen. Derartige Beläge ermöglichen die Ansiedlung von Trittgemeinschaften, bei geringer Belastung stellen sich auch *Sedo-Scleranthetea*- und (meist fragmentarisch ausgebildete) *Artemisieta*- und *Agropyretea*-Gesellschaften ein.
- Sicherung und Erhaltung von stillgelegtem Bahngelände im Rahmen von Naturschutzprogrammen und landespflegerischen Maßnahmen (Ausgleichsflächen). Durch das Verhindern von Rekultivierungsmaßnahmen können die flachgründigen, warmen Standorte als Rückzuggebiete für bedrohte Tier- und Pflanzenarten erhalten und Standorte für die ausdauernden Gesellschaften der Bahnhöfe gesichert werden. Ausgesprochene Pioniergesellschaften, wie z.B. *Saxifrage tridactylites*- oder *Galeopsis angustifolia*-Gesellschaften, müßten dabei durch gezielte Pflegemaßnahmen (künstliches Offenhalten geeigneter Flächen) gefördert werden.

Auch außerhalb des Bahngeländes ist eine Förderung wärme- und trockenheitsverträglicher Ruderalgesellschaften möglich. Standorte für die 'attraktiveren' Ruderalgesellschaften (z.B. *Dauco-Melilotion*-, *Sedo-Scleranthetea* und *Arrhenatheretea*-Gesellschaften armer Böden) könnten auch durch Anlage von Kiesbeeten (Aufschüttung eines nährstoffarmen Kies-Sand-Gemisches, Einbringen geeigneten Mäh- oder Saatgutes) im öffentlichen oder auch privaten Bereich geschaffen werden.

Grundvoraussetzung für die Erhaltung von Ruderalgesellschaften ist jedoch eine positivere Haltung der Bevölkerung und öffentlicher Stellen (z.B. Bundesbahndirektionen, Stadtgartenämter) gegenüber wildwachsender Vegetation. Die immer noch weit verbreitete Einstellung, daß Wildpflanzen unordentlich und störend wirken, muß abgebaut werden. Dieser 'Bewußtseinswandel' kann durch gezielte, ständige Information der Bevölkerung über Nutzen und Heilwirkung von Wildpflanzen erreicht werden. Die Einbeziehung der Wildflora in Gartenschauen (z.B. Augsburg, München), in Rundfunk- und Fernsehberichte und DB-Werbeaktionen bringt diese attraktiven Pflanzengemeinschaften der Bevölkerung näher und fördert die Einsicht in ökologische Zusammenhänge 'vor unserer Haustüre'.

9. Zusammenfassung

Die Vegetation der Bahnhöfe nimmt innerhalb der Ruderalvegetation eine Sonderstellung ein: Durch

die kleinräumige Abfolge unterschiedlicher, meist aber ausgesprochen wasserdurchlässiger, oberflächlich stark austrocknender, oft sehr nährstoffarmer Rohböden, die starke Sonneneinstrahlung und Erwärmung der größtenteils unbeschatteten Flächen und die Tritt- und Herbizidbelastung vieler Bereiche wird ein typisches Spektrum hitze- und trockenheitsverträglicher Pflanzenarten und -gesellschaften ausgelesen, deren mosaikartige Anordnung den meist kleinräumigen Wechsel der verschiedenen Standortfaktoren widerspiegelt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden 44 Bahnhöfe im Raum München-Mühldorf-Rosenheim floristisch und vegetationskundlich untersucht. Dabei wurden insgesamt 389 Gefäßpflanzenarten erfaßt und 233 pflanzensoziologische Aufnahmen erhoben. Die floristische Auswertung umfaßt eine Untersuchung des Lebensformenspektrums und des Spektrums des anatomisch-morphologischen Baus der aufgenommenen Arten sowie eine mit Hilfe der ELLENBERG'schen Zeigerwerte durchgeführte Zeigerwertanalyse des Gesamtartenbestands und der Artenspektren einzelner Bahnhöfe. Anhand der Vegetationsaufnahmen wurden insgesamt 63 Pflanzengesellschaften der Klassen *Sedo-Scleranthetea*, *Chenopodieta*, *Plantaginea*, *Agrostieta*, *Agropyretea*, *Artemisieta* und *Molinio-Arrhenatheretea* sowie der pflanzensoziologisch schwer einzuordnenden *Rubus*- und *Calamagrostis*-Gesellschaften unterschieden und ihr Vorkommen im Gefälle verschiedener Standortfaktoren beschrieben. Die räumliche Verteilung der verschiedenen Pflanzengemeinschaften im Bereich der Bahnhöfe wurde beispielhaft an 6 Vegetationsprofilen dargestellt. Dabei wird eine enge Bindung der verschiedenen Gesellschaften an standort- und nutzungsbedingte Faktoren und damit auch an bestimmte Strukturen und Bereiche innerhalb des Bahngeländes deutlich. Die Vegetation der Bahnhöfe kann damit zusammenfassend als ausgesprochen vielfältiger Komplex unterschiedlicher Ruderalgesellschaften warmer und trockener Standorte charakterisiert werden, die – z.B. im Rahmen von Naturschutzprogrammen – stärker als bisher gefördert werden sollten.

Summary

The vegetation of railway stations is specialized on xerothermic growth conditions. They are caused by extremely shallow soils and high radiation on the road bed. In addition to these ecological factors parts of the station are regularly influenced by herbicides and mechanical disturbances. These conditions select a typical group of plants and their communities.

The study includes the examination of the flora and vegetation of 44 railway stations in the southeastern part of Bavaria between Munich, Mühldorf and Rosenheim. In the area of these stations 389 species of vascular plants were found; the vegetation was documented by 233 phytosociological relevés. The floristic evaluations include the analysis of life forms, anatomical structures, and indicator values for single stations as well as for the total of species. On the basis of the vegetation relevés 63 plant communities of the classes *Sedo-Scleranthetea*, *Chenopodieta*, *Plantaginea*, *Agrostieta*, *Agropyretea*, *Artemisieta*, *Molinio-Arrhenatheretea*, and several *Rubus*- and *Calamagrostis*-communities are distinguished, and their dependence of different ecological and anthropogen factors is dis-

cussed. The distribution of several plant communities along ecological gradients on some railway stations is illustrated by six vegetation transects. It shows a close relationship between vegetation, ecological conditions and special human influences. In conclusion the vegetation of railway stations can be characterised as a specialized complex of various heat and dry resistant ruderal plant-communities, which should be paid more attention by nature conservation projects than today.

10. Literaturverzeichnis

AICHELE, D. (1972):
Was blüht am Abstellgleis? – Kosmos 68, H. 5, S. 219-222.

AICHELE, D. & SCHWEGLER, H. (1986):
Unsere Gräser. – Kosmos-Naturführer, 8. Aufl., Franckh'sche Verlagshandlung Stuttgart.

AICHELE, D. & GOLTE-BECHTLE (1986):
Was blüht denn da? – Kosmos-Naturführer 48. Auflage 1986, Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.

ASMUS, U. (1981):
Vegetationskundliches Gutachten über das Südgelände des Schöneberger Güterbahnhofs; 237 S.

—— (1982):
Vegetationskundliches Gutachten über den Potsdamer und Anhalter Güterbahnhof in West-Berlin, 2. Ausg., Aachen; 170 S.

BERLIN, A. (1971):
Neophyten auf Bahnhöfen. – Göttinger floristische Rundbriefe 5, H. 4, S. 57-63.

BORNKAMM, R. (1974):
Die Unkrautvegetation im Bereich der Stadt Köln; 1. Die Pflanzengesellschaften. – Decheniana 126, H. 1/2, S. 267-306.

—— (1974):
Die Ruderalvegetation im Bereich der Stadt Köln: 2. Der soziologische Zeigerwert d. Arten. – Decheniana 126, H. 1/2, S. 307-332.

BRANDES, D. (1971):
Über einige bemerkenswerte Unkräuter auf dem Gelände der Braunschweig-Schöninger Eisenbahn. – Braunschweigische Heimat 57, S. 24-27.

—— (1979):
Bahnhöfe als Untersuchungsobjekt der Geobotanik. – Mitteilung der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig 14, H. 3/4, S. 49-59.

—— (1980):
Die Ruderalvegetation des Kreises Kelheim, Teil 1. – Hoppea, Denkschrift d. Regensburger Botanischen Ges. 39, S. 203-234.

—— (1981):
Über einige Ruderalpflanzengesellschaften von Verkehrsanlagen im Köln-Bonner Raum. – Decheniana (Bonn) 134, S. 49-60.

—— (1983):
Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. – Phytocoenologia 11, Nr. 1, S. 31-115.

CASPERS, N. & GERSTBERGER, P. (1978):
Floristische Untersuchungen auf den Bahnhöfen des Lahntals. – Decheniana (Bonn) 132, S. 3-9.

ELLENBERG, H. (1979):
Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica 9, 2. Aufl., 122 S.

—— (1982):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen; 3. Auflage, Stuttgart: Ulmer, 989 S.

FRANKENBERG, P. (1982):
Vegetation und Raum; Verlag F. Schöningh, UTB 1177, 245 S.

FISCHER, A. (1985):
„Ruderal Wiesen“ – Ein Beitrag zur Kenntnis des Arrhenatherion-Verbandes. – Tuexenia NS 5, S. 237-248.

FORSTNER, W. & HÜBL, E. (1971):
Ruderal- Segetal- und Adventivflora von Wien; Verlag Notring, Wien; 159 S.

GÖDDE, M. (1986):
Vergleichende Untersuchung der Ruderalvegetation der Großstädte Düsseldorf, Essen und Münster; Hrsg.: Oberstadtdirektor der Landeshauptstadt Düsseldorf; Garten-, Friedhofs- und Forstamt.

—— (1988):
Die annuellen Ruderalpflanzen-Gesellschaften der Ordnung Sisymbrietales (Chenopodietales) in den Städten Düsseldorf, Essen und Münster. – Decheniana 141, S. 22-41.

GRÜLL, F. (1980):
Vorkommen und Charakteristik des Chaenarrhino-Chenopodium botrys und Plataginatum indicae im Gebiet der Stadt Brno. – Folia Geobot. und Phytotax. 15, S. 363-368.

HOLLER (1888):
Die Eisenbahn als Verbreitungsmittel von Pflanzen. – Flora 68, S. 198-205.

HAEUPLER, H. (1969):
Eine Hilfe z. Ansprechen einiger Ackerehrenpreise der Veronica agrestis-Gruppe. – Göttinger floristische Rundbriefe 1, H. 2, Nachdruck.

—— (1969):
Ein Beitrag zum Bestimmen der deutschen Geranium-Arten nach Blattmerkmalen. – Göttinger floristische Rundbriefe 3, H. 3, S. 41-84.

HETZEL, G. & ULLMANN, I. (1981):
Wildkräuter im Stadtbild Würzburgs. – Würzburger Universitätsschriften zur Regionalforschung 3, 150 S.

HÜLBUSCH, K. & KUHBIER, H. (1979):
Zur Soziologie von Senecio inaeuidens. – Abhandlung des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen, Bd. 39, S. 47-54.

KAUSCH, W. & HEIL, H. (1965):
Der Bahndamm als Modell für mikroklimatisch bedingte Vegetationsunterschiede auf kleinstem Raum. – Naturwiss. 52, S. 351.

KLAPP, E. (1983):
Taschenbuch der Gräser; 11. Aufl., Verlag Paul Parey, 259 S.

KLEIN, A. (1982):
Vergleich der Vegetation an Eisenbahn- und Nationalstraßenböschungen im Kanton Baselland. – Berichte der Geobot. Inst. d. ETH, Stiftung Rübel H. 49, S. 118-126.

KNAPP, R. (1961):
Vegetations-Einheiten der Wegränder und der Eisenbahnanlagen in Hessen und im Bereich des unteren Neckar. – Berichte der Oberhessischen Gesellschaft für Natur- und Heilkunde zu Gießen, N. F. Naturwiss. Abt. 31, S. 122-154.

—— (1970):
Einige an Weißdorn (Crataegus) und Wildrosen (Rosa) reiche Gebüschgesellschaften in Mittel-Hessen. – Berichte der Oberhessischen Gesellschaft für Natur- und Heilkunde zu Gießen, N. F. Naturwiss. Abt. 37, S. 119-130.

—— (1971):
Einführung in die Pflanzensoziologie; 3. Auflage, Stuttgart, Ulmer-Verlag.

KNOCH, K. (1952):
Klima-Atlas von Bayern; Deutscher Wetterdienst der US-Zone, Bad Kissingen.

- KREEB, K.-H. (1983):
Vegetationskunde, UTB (Große Reihe) Ulmer-Verlag, 331 S.
- KREH, W. (1960):
Die Pflanzenwelt des Güterbahnhofs in ihrer Abhängigkeit von Technik und Verkehr. – Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, NF 8, S. 86-109.
- KUTSCHERA-MITTER, L. (1973):
Morphologie der Wurzeln von Arten des Acker- und Grünlandes und ihre Veränderung durch die Umwelt unter besonderer Berücksichtigung des geotrophischen Wachstums. – Wissenschaftliche Beiträge der Martin Luther-Universität Halle-Wittenberg, H. 11, S. 170-176.
- LAERMANN, H.-T. (1985):
Verkehrssicherheit und Umweltschutz – Aufwuchsbekämpfung auf Gleisanlagen bei der Deutschen Bundesbahn. – Sonderdruck aus Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, H. 229, 38 S.
- LESSIG, K. (1965):
Pflanzenreservat Bahndamm. – Kosmos 61, H. 6, S. 245-246.
- LOHMEYER, W. (1970):
Zur Kenntnis einiger nitro- und thermophiler Unkrautgesellschaften im Gebiet des Nieder- und Mittelrheins. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 5
- LYRE, H. (1972):
Prüfung und Zulassung von Herbiziden für Gleisanlagen. – Eisenbahningenieur 23, S. 73-75.
- MATTHEIS, A. (1988):
Die Vegetation der Bahnhöfe im Raum München-Mühlhof-Rosenheim; Diplomarbeit am Lehrgebiet Geobotanik der TU München-Weihenstephan, unveröffentlicht.
- MERXMÜLLER, H. (1952):
Änderungen des Florenbildes am Münchener Südbahnhof. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 29, S. 27-97.
- MEYER, K. (1933):
Die Erkennung der Südfruchtbegleiter. – Jahresber. Schles. Ges. Vaterl. Kultur 105, S. 126-139.
- (1935):
Einheimische und fremde Gehölze auf unseren Güterbahnhöfen. – Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Ges. 47, S. 187-191.
- MÖHL (1980):
Perfekte Unkrautbekämpfung durch Herbizide. – Eisenbahntechnische Rundschau 29, S. 724-726.
- MÜLLER, N. (1987):
Zur Verbreitung und Vergesellschaftung von *Vulpia myuros* (L.) C. C. Gmelin in Südbayern. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 58, S. 109-113.
- NEZADAL, W. (1978):
Ruderalgesellschaften der Stadt Erlangen. – Hoppea, Denkschrift d. Regensburger Botanischen Ges. 37, S. 309-335.
- OBERDORFER, E. (1967):
Beitrag zur Kenntnis der Vegetation des Nordapennin; Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtld. 26, Karlsruhe, S. 83-139.
- (1983):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora; 5. Aufl., Stuttgart, Ulmer-Verlag.
- OBERDORFER, E. & SEIBERT et al. (1977):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I; 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, 311 S.
- OBERDORFER, E. & KORNECK, D. & MÜLLER, T. (1978):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II; 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, 355 S.
- OBERDORFER, E. & MÜLLER, T. (1983):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III; 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, 455 S.
- ODZUCK, W. (1978):
Einige soziologische und ökologische Auswirkungen von Bahnmissionen auf die Wiesenvegetation; Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 49, S. 35-42.
- OTTE, A. & LUDWIG, T. (1987):
Dörfliche Ruderalpflanzengesellschaften im Stadtgebiet von Ingolstadt; Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 58, S. 179-227.
- PASSARGE, H. (1957):
Zur soziologischen Stellung einiger bahnbegleitender Neophyten in der Mark Brandenburg; Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, N. F. 6/7, S. 155-163.
- RAUNKIAER, C. (1934):
The life form of plants and stat. plant geography XVI, 632 S., Oxford.
- REPP, G. (1958):
Die Unkrautvegetation auf Bahnkörpern im Hinblick auf die Bekämpfung mit herbiziden Wuchsstoffen; Angewandte Botanik 32, H. 3, S. 91-104.
- ROTHMALER, W. (1986):
Exkursionsflora, kritischer Band; 6. Auflage, Volk und Wissen, Volkseigenen Verlag Berlin, 811 S.
- RUTHSATZ, B. & OTTE, A. (1987):
Kleinstrukturen im Raum Ingolstadt: Schutz und Zeigerwert, Teil III; Feldwegränder und Ackerraine; Tuexenia 7, S. 139-163.
- SCHMEIL, O. & FITSCHEN, J. (1982):
Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten; 87., überarb. und erw. Auflage, Verlag Quelle & Meyer, 606 S.
- SCHÖNFELDER, P. (1967):
Das Galeopsietum angustifoliae Bükler 1942 – eine Kalkschutt-Pioniergesellschaft Nordbayerns; Mitteilung der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, NF 11/12, S. 5-10.
- SCHÖNFELDER, P. (1986):
Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns; Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, H. 72, Regensburg.
- SEIBERT, P. (1962):
Die Auenvvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen; Landschaftspflege und Vegetationskunde, H. 3, 123 S.
- SISSINGH, G. (1969):
Über die systematische Gliederung von Trittpflanzengesellschaften; Mitteilung der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft 14, S. 179-192.
- SPRINGER, S. (1985):
Spontane Vegetation in München; Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 56, S. 103-142.
- STERN, H. (1981):
Endstation Wald; Natur Nr. 9, S. 88-95.
- TÜXEN, R. (1955):
Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften; Mitteilung der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft N. F. 5, S. 155-176, Stolzenau/W.
- WEBER, R. (1961):
Ruderalpflanzen und ihre Gesellschaften; Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- WITT, R. (1987):
Der Bahndamm – Zugstrecke für Pflanzen und Tiere; Natur 6, S. 75-78.

WITTIG, R. & DIESING, D. & GÖDDE, M. (1985):
Urbanophob – urbanoneutral – urbanophil; das Verhalten der Arten gegenüber dem Lebensraum Stadt. – Flora 177, S. 265-282.

WITTIG, R. & WITTIG, M. (1986):
Spontane Dorfvegetation in Westfalen. – Decheniana (Bonn) 139, S. 99-122.

WITTMANN, O. (1984):
Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern; Bayr. Staatsministerium für Landesentw. und Umweltfragen, Materialien 21.

**11. Anhang (Tabellen 13-21)
(Siehe S. 131-143)**

Anschrift der Verfasserinnen:

Dipl.-Ing. Anna Mattheis
Dr. Annette Otte
Lehrgebiet Geobotanik
Institut für Landespflege und Botanik
der Technischen Universität München
D – 8050 Freising-Weihenstephan

Vorkommen der Arten auf den Bahnhöfen des Untersuchungsgebietes (Fortsetzung)

Artenname	Riem Feldkirchen Heimstetten Grub Poing Mkt. Schwaben Hörkofen Walpertskirchen Thann-Matzbach Lengdorf Isen Dorfen Wasentegernbach Schwindegg Weidenbach Ampfing Mühldorf Waldkraiburg Jettenbach Mittergars Gars Soyen Wasserburg Stadt Wasserburg Bhf. Raerberg Rott/Inn Schechen Edling Brandstätt Forsting Tulling Steinhöring Ebersberg Grafing Stadt Großkarolinenfeld Ostermünchen Aßling Grafing Bhf. Kirchseeon Eglharting Zorneding Baldham Vaterstetten Haar	Stetigkeit
* Lapsana communis	32
* Lathyrus pratensis	23
* Lathyrus sylv. asp.-platyph.	9
* Leonodon autumnalis	27
* Leonodon hispidus	28
* Lepidium campestre	13
* Lepidium virginicum	13
* Linaria vulgaris	28
* Linum catharticum	3
* Lolium perenne	38
* Lolium corniculatus	35
* Luzula campestris	2
* Lysimachia nummularia	6
* Lysimachia punctata	3
* Lysimachia vulgaris	2
* Lythrum salicaria	4
* Malva moschata	3
* Malva moschata	3
* Matricaria chamomilla	6
* Matricaria matricarioides	39
* Medicago falcata	8
* Medicago lupulina	42
* Medicago sativa	3
* Melilotus alba	37
* Melilotus altissimus	1
* Melilotus officinalis	25
* Mentha longifolia	6
* Minuartia hybrida	1
* Molinia caerulea	1
* Mycelis auralis	1
* Myosoton arvensis	16
* Myosoton aquaticum	2
* Odontites rubra	3
* Oenothera biennis	4
* Oenothera parviflora	14
* Onobrychis viciifolia	1
* Ononis repens	6
* Origanum vulgare	1
* Origanum vulgare	1
* Orobanche atror	1
* Oralis corniculata	19
* Pachysandra terminalis	1
* Panicum capillare	5
* Papaver argemone	1
* Papaver dubium	11
* Papaver rhoeas	4
* Papaver somniferum	2
* Pastinaca sativa	42
* Petrorhagia prolifera	3
* Phleum pratense	21
* Phragmites australis	5
* Picea abies	2
* Picris hieracioides	4
* Pimpinella major	4
* Pimpinella saxifraga	2
* Pinus nigra	1
* Pinus sylvestris	1
* Plantago lanceolata	41
* Plantago major	42
* Plantago media	6
* Poa annua	44
* Poa chaixii	1
* Poa compressa	38
* Poa pratense	42
* Poa trivialis	35
* Polygonum amphibium v. terr.	13
* Polygonum aviculare	36
* Polygonum lapathifolium	9
* Polygonum persicaria	9
* Populus nigra	1
* Populus tremula	2
* Potentilla anserina	21
* Potentilla argentea	1
* Potentilla erecta	1
* Potentilla reptans	38
* Prunella vulgaris	6
* Pyrus communis	1
* Quercus robur	1
* Ranunculus acris	27
* Ranunculus repens	38
* Reseda lutea	24
* Reseda luteola	2
* Rhinanthus alectorolophus	1
* Ribes nigrum	1
* Ribes uva-crispa	3
* Robinia pseudacacia	1
* Rorippa sylvestris	1
* Rosa corymbifera	1
* Rosa rubiginosa	1
* Rosa spinosissima	2
* Rubus caesius	1
* Rubus fruticosus agg.	34
* Rubus idaeus	4
* Rubus acetosa	11
* Rubus acetosella	5
* Rumex crispus	12
* Rumex obtusifolius	27
* Sagina procumbens	7
* Salix caprea	13
* Salix purpurea	2
* Salvia glutinosa	1
* Salvia pratense	4
* Picris hieracioides	4
* Pimpinella major	4
* Pimpinella saxifraga	2
* Pinus nigra	1
* Pinus sylvestris	1
* Plantago lanceolata	41
* Plantago major	42
* Plantago media	6
* Poa annua	44
* Poa chaixii	1
* Poa compressa	38
* Poa pratense	42
* Poa trivialis	35
* Polygonum amphibium v. terr.	13
* Polygonum aviculare	36
* Polygonum lapathifolium	9
* Polygonum persicaria	9
* Populus nigra	1
* Populus tremula	2
* Potentilla anserina	21
* Potentilla argentea	1
* Potentilla erecta	1
* Potentilla reptans	38
* Prunella vulgaris	6
* Pyrus communis	1
* Quercus robur	1
* Ranunculus acris	27
* Ranunculus repens	38
* Reseda lutea	24
* Reseda luteola	2
* Rhinanthus alectorolophus	1
* Ribes nigrum	1
* Ribes uva-crispa	3
* Robinia pseudacacia	1
* Rorippa sylvestris	1
* Rosa corymbifera	1
* Rosa rubiginosa	1
* Rosa spinosissima	2
* Rubus caesius	1
* Rubus fruticosus agg.	34
* Rubus idaeus	4
* Rubus acetosa	11
* Rubus acetosella	5
* Rumex crispus	12
* Rumex obtusifolius	27
* Sagina procumbens	7
* Salix caprea	13
* Salix purpurea	2
* Salvia glutinosa	1
* Salvia pratense	4

Tabelle 14

Verzeichnis der Vegetationsaufnahmen

Tabelle /Sp.		Bahnhof	Datum	Aufnahmefläche	Tabelle /Sp.		Bahnhof	Datum	Aufnahmefläche
4 / 1		Jettenbach	01.07.87	stillgelegtes Ladegleis	5 / 10	Edling	08.08.87	Saum zwischen Kiesweg/Lagerschuppen	
4 / 2		Grub	03.06.87	Randbereich Bahnsteig	5 / 11	Weidenbach	10.08.87	Fahrradstellplatz	
4 / 3		Gars	11.06.87	zwischen Ladegleis und Weg	5 / 12	Jettenbach	26.08.87	Bahnhofsvorplatz, z.Zt. ungenutzt	
4 / 4		Gars	11.06.87	Weg neben Ladegleis	5 / 13	Aßling	06.08.87	Busparkplatz, nördlich Baugruppe	
4 / 5		Forsting	01.08.87	Zwickel zwischen Haupt-/Abstellgleis	5 / 14	Osternmünchen	14.07.87	neben Zufahrt Güterbahnhof	
4 / 6		Markt Schwaben	18.05.87	breiter Gleiszwinkel	5 / 15	Osternmünchen	14.07.87	ungenutzte Laderampe	
4 / 7		Rott	09.08.87	breiter Gleiszwinkel	5 / 16	Dorfen	13.07.87	wenig genutzte Laderampe	
4 / 8		Wasserburg Bhf.	29.07.87	zwischen Ladegleis/Lagerschuppen	5 / 17	Hörlikofen	18.06.87	Maserrinne in versiegelter Lagerfläche	
4 / 9		Rott	09.08.87	schmaler Gleiszwischenraum	5 / 18	Weidenbach	10.08.87	zwischen Zufahrtstraße/Lagerplatz	
4 / 10		Lengdorf	12.05.87	zwischen Rangiergleis/Lagerschuppen	5 / 19	Dorfen	13.07.87	wenig genutzter Parkplatz	
4 / 11		Mühlendorf	05.07.87	breiter Gleiszwinkel	5 / 20	Dorfen	13.07.87	Zufahrt Ladegleis	
4 / 12		Rott	06.06.87	Gleiszwinkel	5 / 21	Walpertskirchen	11.08.87	wenig genutzter Parkplatz	
4 / 13		Euerberg	18.07.87	Restfläche neben Gleisbereich	5 / 22	Walpertskirchen	11.08.87	Restfläche neben Bahnsteig	
4 / 14		Markt Schwaben	31.07.87	Zwischen Gleisbereich/Schreibergarten	5 / 23	Walpertskirchen	11.08.87	Restfläche neben Bahnsteig	
4 / 15		Wasserburg Bhf	17.08.87	Gleiszwischenraum	5 / 24	Wasserburg Bhf	29.08.87	neben Zufahrt zu Ladegleis	
4 / 16		Grafing Bhf	08.08.87	Schotterkörper abgebautes Gleis	5 / 25	Wasserburg Bhf	29.08.87	neben Zufahrt zu Ladegleis	
4 / 17		Steinhöring	11.06.87	zwischen Bahnsteig/Lagerplatz	5 / 26	Thann-Matzbach	06.07.87	neben Zufahrt zu Ladegleis	
4 / 18		Gars	25.05.87	Gleiszw. zw. stillgelegten Gleisen	5 / 27	Thann-Matzbach	26.05.87	Gleiskörper abgebautes Gleis	
4 / 19		Schechen	06.07.87	breiter Gleiszwinkel	5 / 28	Grafing Bhf	17.08.87	zw. Gleisbereich/Gehölzgruppe	
4 / 20		Thann-Matzbach	25.05.87	Schotterkörper abgebautes Gleis	5 / 29	Grafing Bhf	09.06.87	Gleiskörper abgebautes Gleis	
4 / 21		Masentegernbach	05.07.87	breiter Gleiszwinkel	5 / 30	Grafing Bhf	09.06.87	breiter Gleiszwischenraum	
4 / 22		Wasserburg Bhf	31.07.87	Gleiszwischenraum	5 / 31	Weidenbach	10.08.87	Randbereich Bahnsteig	
4 / 23		Walpertskirchen	18.06.87	Böschung neben Gleis	6 / 1	Baldham	12.08.87	neben Bahnsteig, vor Gehölzgruppe	
4 / 24		Grafing Bhf	17.08.87	Schotterkörper abgebautes Gleis	6 / 2	Thann-Matzbach	26.05.87	stillgelegtes Gleis	
4 / 25		Mühlendorf	05.07.87	Bahnbetriebswerk, an Drehscheibe	6 / 3	Haar	12.08.87	neben Abstellgleis	
4 / 26		Lengdorf	06.07.87	zwischen Abstellgleis/Laderampe	6 / 4	Aßling	06.08.87	zwischen Bahnsteig/Hecke	
4 / 27		Wasserburg Bhf	29.07.87	Gleiszwischenraum	6 / 5	Baldham	12.08.87	zwischen Bahnsteig/Hecke	
4 / 28		Pöing	09.07.87	Gleiszwischenraum	6 / 6	Großkarolinenfeld	14.07.87	Mittelteil stillgelegte Laderampe	
4 / 29		Waldkraiburg	01.07.87	Zwischen Gleisbereich/Lagerplatz	6 / 7	Aßling	06.08.87	zwischen Böschung/Hauptgleis	
4 / 30		Soyen	20.07.87	zwischen Lagerschuppen/Zufahrtstraße	6 / 8	Soyen	20.07.87	Ende Abstellgleis	
4 / 31		Soyen	20.07.87	zwischen Lagerschuppen/Parkplatz	6 / 9	Iseo	12.05.87	zwischen Gleisbereich/Grünland	
4 / 32		Steinhöring	02.06.87	Bahnsteig, nicht mehr genutzt	6 / 10	Schwindegg	26.05.87	zwischen Gleisbereich/Grünland	
4 / 33		Wasserburg Bhf	29.05.87	Ladegleis, vor Lagerhaus	6 / 11	Wasserburg Bhf	29.07.87	zw. Ladestraße/Gleis	
4 / 34		Gars	01.07.87	Ladegleis	6 / 12	Waldkraiburg	01.07.87	Gleiszwinkel	
4 / 35		Steinhöring	08.08.87	zw. ungenutztem Bahnsteig/Lagerplatz	6 / 13	Wasserburg Bhf	31.07.87	neben stillgelegtem Gleis	
4 / 36		Waldkraiburg	01.07.87	Ladegleis	6 / 14	Wasserburg Bhf	31.07.87	Böschung an Laderampe	
4 / 37		Jettenbach	26.08.87	Zwischen Parkplatz/Lagerfläche	6 / 15	Mühlendorf	20.07.87	Böschung an Laderampe	
4 / 38		Baldham	12.08.87	Baustelle an Bahnsteig	6 / 16	Soyen	20.07.87	neben stillgelegter Drehscheibe	
4 / 39		Markt Schwaben	08.07.87	breiter Gleiszwinkel	6 / 17	Wasserburg Bhf	29.07.87	Ladegleis, vor Prellbock	
4 / 40		Markt Schwaben	08.07.87	Lagerplatz, Fortsetzung Bahnsteig	6 / 18	Thann-Matzbach	06.07.87	zw. Gleisbereich/Garten	
4 / 41		Markt Schwaben	08.07.87	Gleiszwischenraum	6 / 19	Thann-Matzbach	06.07.87	stillgelegte Laderampe, Randbereich	
4 / 42		Wasserburg Bhf	29.07.87	Gleiszwischenraum	6 / 20	Tulling	08.08.87	Bahnsteigkante	
4 / 43		Wasserburg Bhf	29.07.87	Zufahrt Ladegleis, nicht mehr genutzt	6 / 21	Feidkirchen	16.07.87	neben Ladegleis	
4 / 44		Walpertskirchen	11.08.87	Restfläche, ungenutzt	6 / 22	Kirchseon	03.07.87	Restfläche, zeitw. Lager-/Parkplatz	
4 / 45		Walpertskirchen	18.06.87	Schotterkörper abgebautes Gleis	6 / 23	Feidkirchen	16.07.87	neben Ladegleis	
4 / 46		Hörlikofen	26.05.87	Gleiszwischenraum	6 / 24	Haar	12.08.87	Ende Bahnsteig	
4 / 47		Forsting	01.08.87	Gleiszwischenraum	6 / 25	Soyen	20.07.87	zw. Ladegleis/Laderampe	
4 / 48		Grafing Bhf	17.08.87	neben Ladegleis	6 / 26	Kirchseon	04.07.87	Gleiszwischenraum	
4 / 49		Ramerberg	08.08.87	neben Gleis, südlich Warthäuschen	6 / 27	Wasserburg Bhf	29.07.87	Ende Bahnsteig	
4 / 50		Soyen	20.07.87	neben Gleis, südlich Warthäuschen	7 / 1	Aßling	06.08.87	Böschung zw. Gleisbereich/Wiese	
4 / 51		Dorfen	12.07.87	Restfläche, Lagerplatz	7 / 2	Aßling	06.08.87	Böschung zw. Gleisbereich/Wiese	
4 / 52		Dorfen	06.08.87	Humusansammlung auf geteertem Bahnsteig	7 / 3	Grafing Bhf	17.08.87	Aufschüttung an Prellbock	
4 / 53		Ampfing	10.08.87	Schotterkörper abgebautes Gleis	7 / 4	Walpertskirchen	15.08.87	Restfläche, vor Hecke	
4 / 54		Ampfing	10.08.87	Rinne in Teerfläche, verschlamm	7 / 5	Walpertskirchen	15.08.87	Restfläche, vor Hecke	
4 / 55		Weidenbach	10.08.87	neben Laderampe, frisch bekies	7 / 6	Walpertskirchen	18.06.87	zwischen Zufahrt/Lagerplatz	
5 / 1		Grafing Bhf	17.08.87	Parkplatz an Laderampe	7 / 7	Rott/Inn	09.08.87	zwischen Gleisbereich/Allee	
5 / 2		Grafing Bhf	17.08.87	Parkplatz an Laderampe	7 / 8	Hörlikofen	18.06.87	Bahnhofsvorplatz, Baumscheibe	
5 / 3		Hörlikofen	18.06.87	Bahnsteig, schadhafte Teerdecke	7 / 9	Wasserburg Bhf	29.07.87	neben Lagerschuppen, ehem. Garten	
5 / 4		Forsting	01.08.87	Zufahrt zu Lagerhaus	7 / 10	Schwindegg	22.07.87	Aufschüttung an Prellbock	
5 / 5		Dorfen	13.07.87	wenig genutzte Laderampe	7 / 11	Haar	12.08.87	Baumscheibe	
5 / 6		Forsting	01.08.87	Parkplatz, südlich Lagerhalle	7 / 12	Aßling	06.08.87	Baumscheibe	
5 / 7		Ampfing	09.08.87	genutzte Laderampe	7 / 13	Jettenbach	26.08.87	neben Lagerhaus	
5 / 8		Rott	12.07.87	wenig genutzte Zufahrt	7 / 14	Walpertskirchen	11.08.87	vor Baumbestand, neben Parkplatz	
5 / 9		Dorfen	12.07.87	Restfläche, zeitweise Lagerplatz					

Tabelle 14

Verzeichnis der Vegetationsaufnahmen (Fortsetzung)

Tabelle /Sp.	Bahnhof	Datum	Aufnahmefläche	Tablette /Sp.	Bahnhof	Datum	Aufnahmefläche
7 /15	Walpertskirchen	18.06.87	zw. Gleisbereich/ Gehölzbestand	8 /10	Wasserburg Bhf	31.07.87	zwischen Gleisbereich/Garten
7 /16	Poing	24.05.87	Kies/Sandlagerplatz	8 /11	Forsting	01.08.87	Bauschutt-Ablagerung
7 /17	Poing	19.07.87	zw. Gleisbereich/Parplatz	8 /12	Soyen	20.07.87	zw. Zufahrtstraße/Lagerplatz
7 /18	Dorfen	13.07.87	Restfläche, ehem. Garten	8 /13	Aßling	06.08.87	Rasenfläche neben Bahnsteig
7 /19	Dorfen	13.07.87	Restfläche, ehem. Garten	8 /14	Vaterstetten	12.08.87	Restfläche neben Bahnsteig
7 /20	Kirchseeon	04.07.87	Gleiszwischenraum	8 /15	Forsting	11.08.87	zwischen Bahnsteig/Zufahrt
7 /21	Ampfing	10.08.87	Ende Laderampe, Pflaster mit Humusaufbl.	8 /16	Edling	08.08.87	Böschung neben Gleisbereich
7 /22	Kirchseeon	04.07.87	Mitteltteil ungestörter Gleiszwickel	8 /17	Grafring Bhf	09.06.87	Teil großflächiger Gleiszwischenraum
7 /23	Poing	09.07.87	zw. Gleisbereich/Schreibergarten	8 /18	Edling	08.08.87	Schotterkörper abgebautes Gleis
7 /24	Kirchseeon	17.08.87	zw. Gleis/Lagerhalle	8 /19	Edling	06.08.87	Schotterkörper abgebautes Gleis
7 /25	Grafring Bhf	16.07.87	Gleiszwischenraum, ungestört	8 /20	Weidenbach	10.08.87	zw. Laderampe/Parplatz
7 /26	Feldkirchen	18.06.87	Restfläche zw. Parplatz/Bahnsteig	8 /21	Rott/Inn	09.08.87	Restfläche östl. Gleisbereich
7 /27	Walpertskirchen	18.06.87	Restfläche zw. Parplatz/Bahnsteig	8 /22	Hörlikofen	18.06.87	zw. Gleisbereich/Garten
7 /28	Walpertskirchen	18.06.87	Restfläche zw. Parplatz/Bahnsteig	8 /23	Ostermünchen	14.07.87	östl. Lagerhaus, ehem. Schreibergarten
7 /29	Weidenbach	10.08.87	neben Zufahrtstraße	8 /24	Schwindegg	22.07.87	Restfläche zw. Ladegleis/Zufahrt
7 /30	Ebersberg	10.07.87	zw. Gleisbereich/Parplatz	8 /25	Steinhöring	08.08.87	an Wärterhäuschen
7 /31	Hörlikofen	18.06.87	zw. Lagerplatz/Laderampe	8 /26	Grafring Bhf	17.08.87	zw. Gleisbereich/Bach
7 /32	Aßling	06.08.87	Ende ungenutzte Laderampe	9 / 1	Ostermünchen	14.07.87	Böschung zw. Gleisbereich/Grünland
7 /33	Soyen	20.07.87	zw. Zufahrt/Lagerplatz	9 / 2	Jettenbach	26.08.87	seit langem ungestörter Gleiszwickel
7 /34	Aßling	06.08.87	Auffahrt ungenutzte Laderampe	9 / 3	Rott/Inn	09.08.87	zwischen Bahnsteig/Waldchen
7 /35	Ebersberg	10.07.87	neben Gleisbereich, vor Hecke	9 / 4	Ramerberg	08.08.87	zwischen Gleis/Ladumischwald
7 /36	Ebersberg	10.07.87	zw. Gleisbereich/Parplatz	9 / 5	Grafring Bhf	17.08.87	zwischen Gleis/Bach
7 /37	Weidenbach	10.08.87	neben Laderampe	9 / 6	Walpertskirchen	15.08.87	Restfläche, vor Eschenbestand
7 /38	Markt Schwaben	08.07.87	Gleiszwickel	9 / 7	Markt Schwaben	08.07.87	zw. Gleis/Parplatz, süd. Hecke
7 /39	Feldkirchen	16.07.87	Gleiszwischenraum	9 / 8	Kirchseeon	03.07.87	großflächiger Gleiszwickel, ungestört
7 /40	Walpertskirchen	18.06.87	Restfläche, ungestört	9 / 9	Rott/Inn	09.08.87	Böschung an Laderampe
7 /41	Ampfing	10.08.87	Restfläche, ungestört	9 /10	Haar	12.08.87	zw. Gleis/Fahrradstellpl., ungestört
7 /42	Markt Schwaben	08.07.87	Gleiszwischenraum	9 /11	Isen	06.07.87	zw. Gleisbereich/Ziegelwerk
7 /43	Walpertskirchen	15.08.87	Restfläche, evtl. zeitw. Lagerplatz	9 /12	Ebersberg	10.07.87	Gleiszwickel
7 /44	Haar	12.08.87	Gleiszwischenraum	9 /13	Ostermünchen	25.05.87	zw. Gleisbereich/Fichtenwald
7 /45	Jettenbach	26.08.87	Gleiszwischenraum	9 /14	Dorfen	12.07.87	vor Ziegelagerplatz, süd. Mauer
7 /46	Großkarolinenfeld	14.07.87	süd. Teil Laderampe	9 /15	Großkarolinenfeld	14.07.87	zw. Gleis/Sträße
7 /47	Großkarolinenfeld	14.07.87	mittl. Teil Laderampe	9 /16	Großkarolinenfeld	14.07.87	stillgelegtes Gleis
7 /48	Wasserburg Bhf	31.07.87	zw. Gleisbereich/Garten	9 /17	Hörlikofen	18.06.87	Böschung zw. Bahnsteig/Wiese
7 /49	Wassentegernbach	29.07.87	vor Lagerschuppen, ungestört	9 /18	Markt Schwaben	08.07.87	zw. Gleisbereich/Parplatz, vor Hecke
7 /50	Wassentegernbach	26.05.87	Gleiskörper abgebautes Gleis	9 /19	Aßling	06.08.87	zwischen Bahnsteig/Garten
7 /51	Ampfing	10.08.87	Gleiskörper abgebautes Gleis	9 /20	Aßling	06.08.87	zwischen Bahnsteig/Parplatz
7 /52	Wassentegernbach	25.05.87	Gleiszwickel	9 /21	Ebersberg	10.07.87	zwischen Gleisbereich/Parplatz
7 /53	Feldkirchen	16.07.87	Gleiszwischenraum, ungestört	9 /22	Großkarolinenfeld	14.07.87	Ende ungenutzter Laderampe
7 /54	Mühladorf	05.07.87	Teil großflächiger Gleiszwischenraum	9 /23	Vaterstetten	12.08.87	neben Bahnsteig, ungestört
7 /55	Mühladorf	05.07.87	Teil großflächiger Gleiszwischenraum	9 /24	Grafring Bhf	17.08.87	Mitteltteil großflächiger Gleiszwickel
7 /56	Ostermünchen	14.07.87	Randbereich Laderampe	9 /25	Kirchseeon	04.07.87	Aufschüttung an Preillbock
7 /57	Ostermünchen	14.07.87	zw. Bahnsteig/Obstwiese				
7 /58	Vaterstetten	12.08.87	Randstreifen neben geteertem Bahnsteig				
7 /59	Großkarolinenfeld	14.07.87	zw. Bahnsteig/Weg				
7 /60	Haar	12.08.87	Baustofflagerplatz				
7 /61	Walpertskirchen	18.06.87	Restfläche, ungestört				
7 /62	Poing	09.07.87	zw. Gleis/Schreibergarten				
7 /63	Feldkirchen	16.07.87	ungest. Gleiszwickel zw. Abstellgleisen				
7 /64	Feldkirchen	16.07.87	ungest. Gleiszwickel zw. Abstellgleisen				
7 /65	Feldkirchen	16.07.87	ungest. Gleiszwickel zw. Abstellgleisen				
7 /66	Großkarolinenfeld	14.07.87	Laderampe, Auffang				
7 /67	Rott/Inn	09.08.87	Gleiszwischenraum				
7 /68	Thann-Matzbach	06.07.87	Ende Abstellgleis				
7 /69	Wasserburg Bhf	31.07.87	Schotter/Kieslagerplatz				
8 / 1	Grafring Bhf	09.06.87	ehem. Bahnwärtergarten				
8 / 2	Soyen	20.07.87	Böschung an Laderampe				
8 / 3	Soyen	20.07.87	ungenutzte Laderampe				
8 / 4	Edling	08.08.87	Damm neben Gleisbereich				
8 / 5	Feldkirchen	15.07.87	Restfläche, ungestört				
8 / 6	Waldkraiburg	01.07.87	Restfläche zw. Personen-/Güterbahnhof				
8 / 7	Wasserburg Bhf	31.07.87	Gleiszwischenraum				
8 / 8	Thann-Matzbach	06.07.87	Schotterkörper abgebautes Gleis				
8 / 9	Feldkirchen	16.07.87	Gleiszwischenraum				

Tabelle 15

Vegetationsprofil Bahnhof Forsting, aufgenommen am 24.8.87

Raster-Nr.	1	2	3a	3b	4a	4b	5	6a	6b	10a	10b	16a	16b	17a	17b	20
Fläche (qa)	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1
Höhe (ca)	5	5	2	10	10	15	5	10	10	50	2	10	20	30	20	10
Deckung (Z)	10	10	1	60	70	50	30	10	1	30	10	30	45	50	5	70
Artenzahl	7	8	4	11	10	9	11	10	3	4	2	6	7	5	1	7

A1: Eragrostis minor	r	+	+	1	2a	2a	1	+								
Poa annua	+	+	r	1	2a	1	+								2a	
Plantago major	+	+	r	+	+	+									1	
Polygonum aviculare	+	+	r	+	+	+										
d1: Dactylis glomerata				3	1	2a	2a									
Setaria viridis	r			+	+	2b	1									
Trifolium repens				2b	2b											
A2: Senecio viscosus					r	r										
Conyza canadensis					r	r										
Arenaria serpyllifolia					r	3	2b	2a	2a	1						
A3: Lolium perenne					r	r		1	2b	2a						
Molinio-Arrhenatheretea-Arten:							1	2a	2a							2a
Taraxacum officinale																
Plantago lanceolata																3
Achillea millefolium	1															
Leontodon autumnalis																1
Artemisia-Arten:																
Urtica dioica																
Daucus carota																
Seranium pyrenaicum	r															1
Melilotus alba	+	r	r	r	r											
Lapsana communis																
Hypericum perforatum																
Pastinaca sativa																
Chenopodietea-Arten:																
Senecio vulgaris	r									1	r					
Chenopodium album																
Sonchus oleraceus	r															
Chaenarrhinum minus																
Tripleurosperma inodorum	r															
Veronica persica																
sonstige Begleiter:																
Medicago lupulina																
Trifolium campestre																
Ulmus glabra juv																+
Betula pendula juv																
Verbascum nigrum																r
Agropyron repens																+

Raster-Nr. 1 - 3a, 6a (A) Polygonum calcacti, veranzt
 3b - 5: (B) Eragrostis minor-Setaria viridis-Gesellschaft
 6b, 10, 16 - 17: (C) Conyza canadensis-Senecio viscosus-Gesellschaften
 20: (D) Plantago major-Trifolium repens-Gesellschaft, veranzt

Tabelle 16

Vegetationsprofil Bahnhof Jettenbach, aufgenommen am 26.8.87

Raster-Nr.	1	2a	2b	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	18b	19a	19b
Fläche (qa)	1	0,5	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	0,5
Höhe (ca)	40	30	30	20	30	40	30	60	30	40	60	60	50	110	110	110
Deckung (Z)	100	90	70	50	30	25	50	40	80	80	70	50	60	10	50	90
Artenzahl	12	11	10	11	14	15	12	13	12	10	14	11	8	1	7	6

A1: Anthriscus sylvestris	5	3														
A2: Bromus sterilis	1	3	2a	1	+	1										
Seranium pusillum	1	r	+	1	+	+										
Conyza canadensis		+	1	2a	2a	1	2a									
Senecio vulgaris		r	r	r	r	r										
A3: Hypericum perforatum	r	r	1	1	2a	2b	2b	1	1							
Lolium perenne							2a	1	2b	3	3	3	2b			
A4: Calamagrostis epigejos																2a
A5: Arrhenatherum elatius																2b
Poa pratensis	1															1
Plantaginea-Arten:																4
Poa annua	1	r	+													
2a	2a															
Molinio-Arrhenatheretea-Arten:																
Cerastium vulgatum	1	1	1	1	+	1	1	1	1	+						
Dactylis glomerata	1										+	+	1	2a	1	
Galium aëolugo												2a				
Taraxacum officinale	2a	2b	2b	2a	1	2a	1	1	+		1	2a	2a			
Trifolium repens	2a	1	2a	1												
Artemisietae-Arten:																
Chelidonium majus	+															
Cirsium vulgare									r							
Baucus carota									r	+	+	1	3	2b	+	
Erigeron annuus										1	1	+	2a	2b	1	2a
Laianum album	+															
Pastinaca sativa																
Solidago canadensis																
Sedo-Scleranthetea-Arten:																
Arenaria serpyllifolia										1	1	1	1	1		
Trifolium campestre										1	+		1	1	1	
Vulpia myuros										1	1	1	2a			
Chenopodietea-Arten:																
Capsella bursa-pastoris																
Digitaria sanguinalis															2a	
Setaria viridis																
Sonchus oleraceus									r							
sonstige Begleiter:																
Myosotis arvensis																
Poa compressa																2a
Salix caprea juv																
Silene cucubalus																
Viola arvensis																

Raster-Nr. 1 - 2a: (A) Anthriscus sylvestris-Gesellschaft
 2b - 6: (B) Bromus sterilis-Gesellschaft
 7 - 12: (C) Hypericum perforatum-Gesellschaft
 18b - 19a: (D) Calamagrostis epigejos-Gesellschaft
 19b: (E) Arrhenatherum elatius

Tabelle 19

Vegetationsprofil Bahnhof Wasserburg Bhf. (Süd), aufgenommen am 29.8.87

Raster-Nr.	1	2	3	4	5	6a	7a	7b	8	9a	9b	10a	19b	21	22	24	25	29b	30	31	35	36a	39		
Fläche (qa)	1	1	1	1	1,0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1	1	0,5	1	1	1	0,5	1		
Höhe (ca)	25	30	40	40	10	15	20	10	60	60	60	60	30	5	3	10	60	80	40	10	5	10	60	20	10
Deckung (Z)	50	25	5	10	25	40	70	70	80	60	40	15	10	35	60	25	15	30	10	8	25	15	15		
Artenzahl	2	2	3	3	8	6	10	11	7	10	8	6	6	2	6	10	7	4	3	2	2	3	2	6	

Arten	1	2	3	4	5	6a	7a	7b	8	9a	9b	10a	19b	21	22	24	25	29b	30	31	35	36a	39		
A1: <i>Bromus sterilis</i>	3	2b																							
d2: <i>Lapsana communis</i>			1	2a	+																				
A2: <i>Hypericum perforatum</i>			r	2a	1	1	1	1	+	1	1	1	1	1	2b							2a	+		
d2: <i>Arenaria serpyllifolia</i>						2a	2a	1	1	1	1	1	1	1								3	2a	2a	1
A3: <i>Poa compressa</i>					1	1	1	3	2b	3															
Pastinaca sativa								2b	2a	2b	+														
Sedum acre					1	1	2a	2a																	
A4: <i>Conyza canadensis</i>	2a	1		+										1	r	r	1	1	+	r	+	2a	2a	2a	
d4: <i>Setaria viridis</i>								1	2a	+															
Lactuca serriola																									
Senecio vulgaris																									
Sedo-Scleranthetea-Arten:																									
<i>Erodium cicutarium</i>																									
<i>Trifolium campestre</i>																									
Chenopodietae-Arten:																									
<i>Bromus mollis</i>																									
<i>Chaenarrhinum minus</i>																									
<i>Digitaria sanguinalis</i>																									
<i>Geranium columbinum</i>																									
<i>Sonchus oleraceus</i>																									
sonstige Begleiter:																									
<i>Cerastium vulgatum</i>																									
<i>Taraxacum officinale</i>																									
<i>Cirsium vulgare</i>																									
<i>Daucus carota</i>																									
<i>Epiobium montanum</i>																									
<i>Medicago lupulina</i>																									
<i>Poa annua</i>																									

- Raster-Nr.
 1 - 2: (A) *Bromus sterilis*-Gesellschaft
 3 - 4: (B) *Hypericum perforatum*-*Lapsana communis*-*Fragmen*-Gesellschaft
 5 - 6a: (C) *Hypericum perforatum*-*Arenaria serpyllifolia*-Gesellschaft
 6b - 9a: (D) *Poa compressa*-Gesellschaft
 9b - 10a, 19b: (E) *Conyza canadensis*-*Setaria viridis*-Gesellschaft
 21 - 22, 24: (F) *Conyza-Lactucetum serriolae*
 25: (G) *Conyza canadensis*-*Daucus carota*-*Fragmen*-Gesellschaft
 29b - 31: (H) *Conyza canadensis*-*Arenaria serpyllifolia*-*Fragmen*-Gesellschaft
 35 - 36a, 39: (J) *Conyza canadensis*-*Senecio vulgaris*-*Fragmen*-Gesellschaft

Tabelle 20

Vegetationsprofil Bahnhof Soyen, aufgenommen am 30.8.87

Raster-Nr.	1	2	3	9b	13b	14	15	16	17a	17b	27	28a	28b
Fläche (qa)	1	1	1	1	0,5	0,5	1	1	0,5	0,5	1	0,5	0,5
Höhe (ca)	50	10	8	20	20	100	100	110	70	40	30	10	40
Deckung (Z)	60	40	15	10	70	50	70	95	80	40	25	15	100
Artenzahl	2	11	2	10	17	15	17	19	11	7	3	4	3

Arten	1	2	3	9b	13b	14	15	16	17a	17b	27	28a	28b
A1: <i>Hordeum murinum</i>	3	2b	1	1									
<i>Atriplex patula</i>	2b	1											
d2: <i>Arenaria serpyllifolia</i>									2b	1	2a		
<i>Digitaria sanguinalis</i>									1	2a	2a		
<i>Setaria viridis</i>									r	2a	2a	1	1
A2: <i>Conyza canadensis</i>													
d2: <i>Sedum acre</i>												3	3
<i>Equisetum arvense</i>													
A3: <i>Rubus fruticosus</i> agg.													2b
<i>Brachypodium pinnatum</i>													2a
<i>Arrhenatherum elatius</i>													2a
Plantaginetea-Arten:													
<i>Nasturaria atricarioides</i>													
<i>Plantago major</i>													
<i>Poa annua</i>													
<i>Polygonum aviculare</i>													
<i>Trifolium repens</i>													
Molinio-Arrhenatheretea-Arten:													
<i>Achillea millefolium</i>													
<i>Cerastium vulgatum</i>													
<i>Dactylis glomerata</i>													
<i>Hieracium sphondylium</i>													
<i>Lathyrus pratensis</i>													
<i>Lolium perenne</i>										2a	2a	2b	3
<i>Pimpinella major</i>													
<i>Poa trivialis</i>													
<i>Taraxacum officinale</i>													
Chenopodietae-Arten:													
<i>Geranium pusillum</i>													
<i>Amaranthus retroflexus</i>													
<i>Geranium columbinum</i>													
<i>Linaria vulgaris</i>													
<i>Senecio vulgaris</i>													
Artemisietea-Arten:													
<i>Hypericum perforatum</i>													
<i>Pastinaca sativa</i>													
<i>Epiobium adenocaulon</i>													
sonstige Begleiter:													
<i>Trifolium campestre</i>													
<i>Medicago lupulina</i>													
<i>Ononis repens</i>													
<i>Poa compressa</i>													
<i>Silene cucubalus</i>													
<i>Vicia angustifolia</i>													
<i>Viola arvensis</i>													
<i>Ligustrum vulgare</i>													

- Raster-Nr.
 1 - 3, 9b: (A) *Hordeum murinum*
 13b - 15: (B) *Conyza canadensis*-*Digitaria sanguinalis*-Gesellschaft
 16 - 17: (C) *Conyza canadensis*-*Sedum acre*-Gesellschaft
 27 - 28: (D) *Rubus fruticosus*-Gesellschaft

Ergänzung der seltenen Arten der Vegetationstabellen

Tab. 4: Sedo-Scleranthetea- und Chenopodietea-Gesellschaften

Außerdem je dreimal: *Apera spica-venti* (17:++; 31:++; 46:++), *Artemisia vulgaris* (2:r; 29:5; 51:1), *Barbarea vulgaris* (11:++; 39:a; 41:5), *Carpinus betulus* juv. (5:r; 15:++; 47:1), *Epilobium parviflorum* (5:++; 42:++; 51:1), *Festuca pratensis* (10:r; 21:++; 45:++), *Festuca rubra* 29:1; 40:1; 51:1), *Galium aparine* (10:r; 12:++; 34:1), *Hordeum vulgare* (5:++; 6:++; 35:++), *Oxalis corniculatus* (14:++; 40:++; 51:++), *Polygonum persicaria* (28:++; 40:1; 44:++), *Rubus fruticosus* agg. (40:++; 51:1; 52:1), *Salix caprea* juv. (1:++; 40:++; 51:++), *Sedum rupestre* 14:a; 29:++; 40:a), *Senecio erucifolius* (3:++; 15:b; 16:1), *Solidago canadensis* (7:++; 29:++; 43:r), *Trifolium dubium* (5:1; 12:1; 16:b), *Trifolium pratense* (13:++; 16:1; 17:++), *Verbascum thapsiforme* (11:++; 29:++; 51:1), *Vicia angustifolia* (10:1; 11:++; 26:++), je zweimal: *Agropyron repens* (26:1; 35:a), *Agrostis stolonifera* (31:++; 37:++), *Agrostis tenuis* (12:++; 29:1), *Anagallis arvensis* (50:++; 51:++), *Bromus erectus* (17:++; 41:++), *Campanula patula* (1:++; 29:++), *Carex caryophylla* (14:++; 51:++), *Coronilla varia* (11:1; 20:b), *Crataegus* spec. juv. (10:r; 39:r), *Epilobium adnatum* (28:++; 43:++), *Epilobium angustifolium* (36:++; 41:++), *Epilobium collinum* (53:++; 54:++), *Epilobium lamyi* (28:++; 51:a), *Fallopia convolvulus* (35:1; 36:++), *Fraxinus excelsior* juv. (15:a; 23:++), *Galinsoga ciliata* (35:++; 37:1), *Holcus lanatus* (19:1; 31:b), *Hypericum maculatum* (50:1; 51:1), *Lathyrus pratensis* (45:++; 51:1), *Leontodon autumnalis* (14:++; 44:++), *Myosotis arvensis* 1:++; 10:r), *Oenothera parviflora* (28:a; 29:a), *Papaver dubium* (35:++; 36:r), *Polygonum amphibium* (40:1; 41:1), *Potentilla reptans* (16:++; 24:++), *Rumex obtusifolius* (5:++; 37:++), *Salix* spec. juv. (15:++; 43:r), *Sanguisorba minor* (23:++; 29:++), *Scrophularia nodosa* (15:1; 51: +), *Sisymbrium officinale* (37:++; 40:r), *Stellaria media* (34:++; 35:++), *Tanacetum vulgare* (28:++; 53:++), *Torilis japonica* (51:1; 52:a), *Viola tricolor* (3:++; 5:++), je einmal: *Acer dampestre* juv. (18:++), *Aegopodium podagraria* (49:1), *Alopecurus pratensis* (45:++), *Anthoxanthum odoratum* (18:++), *Arabis hirsuta* (29:++), *Ballota nigra* (23:++), *Bromus squarrosus* (38:a), *Calystegia sepium* (29:++), *Centaurium pulchellum* (51:1), *Cerastium pumilum* (12:1), *Cerastium tomentosum* (14:a), *Chelidonium majus* (37:++), *Cirsium arvense* (41:1), *Clematis vitalba* (49:1), *Cornus mas* juv. (11:r), *Cotoneaster* spec., juv. (5:r), *Digitaria ischaemum* (43:a), *Echium vulgare* (20:1), *Epilobium adenocaulon* (40:++), *Eragrostis minor* (53:++), *Festuca glauca* (14:++), *Festuca ovina* (29:1), *Filago arvensis* (45:r), *Fragaria vesca* (40:++), *Galeopsis tetrahit* (35:++), *Geranium dissectum* (34:++), *Geum urbanum* (40:1), *Glechoma hederacea* (48:1), *Hypochoeris radicata* (29:a), *Impatiens parviflora* (51:++), *Juncus bufonius* (31:1), *Knaulia dipsacifolia* (49:++), *Lepidium campestre* (40:1), *Mycelis muralis* (29:++), *Papaver somniferum* (29:++), *Phleum pratense* (38:++), *Picea abies* juv. (52:r), *Pinus sylvestris* juv. (29:1), *Poa chaixii* (21:++), *Poa nemoralis* (29:++), *Polygonum lapathifolium* (37:++), *Prunella vulgaris* (53:++), *Ranunculus acris* (51:++), *Rosa* spec. juv. (1:++), *Salvia glutinosa* (49:1), *Secale cereale* (26:++), *Sedum telephium* (53:++), *Silene alba* (37:++), *Syringia reflexa* juv. (19:r), *Thlaspi perfoliatum* (23:r), *Trisetum flavescens* (5:++), *Tussilago farfara* (53:++), *Ulmus glabra* juv. (12:r), *Valerianaella locusta* (32:r), *Verbascum lychnitis* (53:++), *Veronica chamaedrys* (5:++), *Veronica filiformis* (21:++), *Vicia hirsuta* (13:++), *Vicia sepium* (31:1)

Tab. 5: Plantaginea- und Agrostietea-Gesellschaften

Außerdem je zweimal: *Agropyron repens* (10:a; 17:1), *Amaranthus retroflexus* (9:1; 14:a), *Apera spica-venti* (13:++; 17:++), *Bromus mollis* (10:b; 12:++), *Centaurium pulchellum* (9:++; 19:b), *Cirsium oleraceum* (9:++; 20:++), *Epilobium hirsutum* (9:++; 14:++), *Erigeron acer* (7:++; 12:++), *Festuca pratensis* (25:++; 28:++), *Geranium pusillum* (4:++; 12:++), *Glechoma hederacea* (13:++; 31:a), *Hordeum vulgare* (6:r; 14:++), *Lapsana communis* (13:++; 14:++), *Leontodon hispidus* (13:1; 17:++), *Oxalis corniculatus* (11:++; 31:++), *Polygonum persicaria* (14:++; 17:a), *Rumex crispus* (9:++; 23:r), *Rumex obtusifolius* (17:++; 22:++), *Salix caprea* juv. (13:++; 28:++), *Silene cucubalus* (28:++; 29:++), *Sonchus oleraceus* (6:++; 14:++), *Torilis japonica* (19:++; 31:++), *Iriticum aestivum* (10:++; 14:++), je einmal: *Acer pseudoplatanus* juv. (20:++), *Agropyron caninum* (9:++), *Agrostis tenuis* (23:1), *Alchemilla vulgaris* (22:++), *Arabidopsis thaliana* (5:++), *Arrhenatherum elatius* (24:++), *Avena sativa* (10:++), *Calendula officinalis* (3:++), *Calystegia sepium* (28:a), *Cardaminopsis arenosa* (8:++), *Carex hirta* (9:++), *Cerastium pumilum* (14:++), *Cirsium vulgare* (4:r), *Crepis biennis* (13:1), *Digitaria ischaemum* (9:++), *Epilobium montanum* (26:1), *Erodium cicutarium* (14:++), *Erophila verna* (16:r), *Euphorbia peplus* (3:a), *Filago arvensis* (17:++), *Galeopsis pubescens* (13:++), *Galeopsis tetrahit* (13:1), *Geranium pyrenaicum* (28:++), *Geranium robertianum* (13:++), *Geum urbanum* (12:++), *Hieracium murorum* (15:++), *Hieracium piloselloides* (30:a), *Impatiens parviflora* (18:++), *Lythrum salicaria* (22:++), *Matricaria chamomilla* (17:++), *Melilotus officinalis* (22:++), *Myosotis arvensis* (13:++), *Oenothera biennis* (21:1), *Oenothera parviflora* (26:1), *Plantago media* (15:++), *Poa pratensis* ssp. *angustifolia* (21:1), *Polygonum amphibium* (17:++), *Ranunculus acris* (22:++), *Rosa* spec. juv. (12:r), *Sagina procumbens* (16:1), *Saxifraga tridactylites* (8:++), *Sedum acre* (30:1), *Sisymbrium officinale* (14:++), *Solidago canadensis* (28:++), *Solidago gigantea* (14:++), *Tanacetum vulgare* (18:++), *Tragopogon pratensis* (13:++), *Trifolium dubium* (30:++), *Trifolium hybridum* (17:b), *Verbascum nigrum* (4:++), *Veronica beccabunga* (23:1), *Veronica persica* (13:++), *Viola arvensis* (27:++), *Viola cornuta* (3:++), *Vulpia myuros* (12:++)

Tabelle 21 (Fortsetzung)

Tab. 6: Agropyretea-Gesellschaften

Außerdem je zweimal: *Agrostis stolonifera* (4:a; 7:1), *Bellis perennis* (9:++; 20:++), *Betula pendula* juv. (5:++; 13:++), *Bromus sterilis* (16:1; 20:++), *Calamintha acinos* (6:++; 27:1), *Calystegia sepium* (1:a; 7:++), *Carex flacca* (6:b; 7:1), *Cichorium intybus* (22:++; 24:++), *Epilobium adnatum* (14:++; 17:++), *Epilobium parviflorum* (2:1; 27:++), *Epilobium roseum* (3:++; 15:a), *Festuca ovina* (12:++; 21:1), *Festuca rubra* (23:1; 27:1), *Fraxinus excelsior* juv. (14:b; 17:r), *Galeopsis angustifolia* (22:++; 26:++), *Galium aparine* (9:r; 14:++), *Geranium pusillum* (21:++; 25:++), *Holcus lanatus* (16:++; 18:1), *Lepidium virginicum* (15:1; 16:++), *Ononis repens* (8:a; 16:b), *Prunella vulgaris* (9:; 22:++), *Sanguisorba minor* (9:; 23:++), *Sedum sexangulare* (8:a; 16:a), *Senecio viscosus* (3:b; 15:++), *Sonchus asper* (5:++; 14:++), *Veronica persica* (15:++; 22:++), *Vicia cracca* (16:++; 22:++), *Vicia hirsuta* (16:++; 19:++); je einmal: *Acer platanoides* juv. (14:++), *Aegopodium podagraria* (4:1), *Alchemilla vulgaris* (5:++), *Anagallis arvensis* (22:++), *Avenella flexuosa* (12:++), *Brachypodium pinnatum* (7:1), *Bromus erectus* (22:++), *Campanula trachelium* (25:1), *Centaurea jacea* (6:++), *Cerastium glomeratum* (10:++), *Chenopodium album* (11:++), *Cirsium oleraceum* (15:++), *Cynosurossus cristatus* (4:1), *Dianthus armeria* (26:r), *Digitaria ischaemum* (10:1), *Epilobium collinum* (10:++), *Equisetum palustre* (16:a), *Eragrostis minor* (24:++), *Eriogon acer* (26:1), *Erophila verna* (20:++), *Erucastrum gallicum* (24:1), *Festuca arundinacea* (7:++), *Festuca pratensis* (21:a), *Geum urbanum* (5:++), *Hordeum murinum* (16:++), *Hypericum perforatum* ssp. *angustifolium* (26:++), *Impatiens parviflora* (1:++), *Juncus articulatus* (6:++), *Lactuca serriola* (17:++), *Lathyrus pratensis* (5:++), *Leontodon autumnalis* (22:++), *Linaria vulgaris* (19:a), *Lysimachia nummularia* (9:++), *Melilotus officinalis* (26:++), *Mentha longifolia* (19:++), *Molinia caerulea* (12:++), *Myosotis arvensis* (20:++), *Oenothera biennis* (2:1), *Oenothera parviflora* (21:++), *Oxalis corniculatus* (8:++), *Pinus sylvestris* juv. (12:++), *Polygonum aviculare* (3:1), *Populus tremula* juv. (12:++), *Potentilla anserina* (10:++), *Reseda lutea* (15:++), *Rhinanthus alborolophus* (6:a), *Robinia pseudacacia* juv. (12:++), *Rosa spec* juv. (3:++), *Rubus idaeus* (5:++), *Rumex acetosa* (20:r), *Sagina procumbens* (2:1), *Salix purpurea* juv. (2:++), *Scrophularia nodosa* (3:++), *Sonchus oleraceus* (24:++), *Tanacetum vulgare* (26:b), *Thymus pulegioides* (27:++), *Trifolium medium* (5:++), *Ulmus glabra* juv. (4:r), *Urtica dioica* (3:1), *Verbena officinalis* (23:a), *Veronica filiformis* (9:1), *Vicia sepium* (16:++), *Viola tricolor* (3:++), *Vulpia myuros* (13:b)

Tab. 7: Artemisietae-Gesellschaften

Außerdem je dreimal: *Brassica napus* (12:++; 38:++; 39:++), *Carum carvi* (31:++; 60:++; 67:++; 9:9), *Centaurea jacea* (28:++; 31:1; 56:1), *Erodium cicutarium* (62:++; 37:++), *Festuca rubra* (32:1; 39:++; 68:1), *Glechoma hederacea* (19:b; 58:1), *Holcus lanatus* (22:++; 33:++; 52:++), *Ononis repens* (1:1; 43:1; 60:++), *Polygonum amphibium* (37:1; 38:++; 41:++), *Potentilla anserina* (9:++; 16:++; 31:++), *Salix spec.* juv. (18:++; 61:++; 67:++); je zweimal: *Alopecurus pratensis* (28:++; 68:b), *Anthyllis vulneraria* (43:1; 45:b), *Arabis hirsuta* (46:1; 47:1), *Bellis perennis* (12:++; 19:++), *Bromus erectus* (26:1, 53:b), *Bromus inermis* (18:++; 57:++), *Centaureum pulchellum* (56:++; 66:++), *Clematis vitalba* (4:a; 39:1), *Cosmos spec.* (5:++; 43:++), *Crataegus spec.* juv. (15:++; 43:++), *Epilobium hirsutum* (8:++; 26:++), *Eriogon acer* (20:++; 67:++), *Erysimum cheiranthoides* (63:1; 51:++), *Festuca arundinacea* (59:++; 66:++), *Hieracium laevigatum* (43:++; 44:++), *Hieracium murorum* (44:++; 58:++), *Humulus lupulus* (5:++; 61:++), *Juncus tenuis* (50:++; 66:++), *Lamium maculatum* (3:b; 15:1), *Lathyrus sylvestris* ssp. *platiphyllos* (23:b; 63:++), *Lysimachia vulgaris* (1:1; 5:a), *Lythrum salicaria* (5:++; 61:++), *Malva moschata* (5:b; 61:1), *Medicago falcata* (2:3; 43:++), *Oxalis corniculatus* (6:1; 18:++), *Petrorhagia saxifraga* (64:++; 65:++), *Pimpinella major* (7:b; 33:b), *Sedum sexangulare* (33:a; 50:a), *Stachys lanata* (40:1; 43:++), *Stachys sylvatica* (23:1; 35:++), *Tragopogon pratensis* (39:++; 66:++), *Trifolium medium* (14:++; 67:++), je einmal: *Agropyron caninum* (12:1), *Agrostis tenuis* (67:++), *Ajuga reptans* (68:1), *Allium oleraceum* (47:++), *Anthoxanthum odoratum* (8:++), *Arctium minus* (13:b), *Artemisia absinthium* (63:++), *Astragalus glycyphyllos* (22:++), *Avena sativa* (21:++), *Ballota nigra* (40:++), *Campanula trachelium* (9:++), *Carduus acanthoides* (60:++), *Carex muricata* (22:++), *Cerastium glomeratum* (31:++), *Crepis taraxicifolia* (53:++), *Epilobium lamyi* (8:++), *Eragrostis minor* (34:++), *Erophila verna* (68:++), *Euphorbia cyparissias* (63:++), *Euphrasia officinalis* (48:++), *Fallopia convolvulus* (58:++), *Festuca ovina* (23:1), *Glyceria plicata* (14:++), *Hordeum vulgare* (58:++), *Hypochoeris radicata* (36:b), *Juncus articulatus* (67:++), *Juncus bufonius* (29:++), *Knautia arvensis* (7:1), *Lamium purpureum* (5:++), *Lepidium campestre* (55:++), *Ligustrum vulgare* juv. (35:1), *Linum catharticum* (44:++), *Lysimachia nummularia* (2:++), *Matricaria chamomilla* (31:++), *Medicago sativa* (58:++), *Origanum vulgare* (45:++), *Panicum capillare* (51:++), *Papaver somniferum* (43:++), *Picea abies* juv. (41:++), *Polygonum lapathifolium* (37:++), *Populus nigra* juv. (16:1), *Potentilla erecta* (2:++), *Quercus robur* juv. (27:1), *Rosa rubiginosa* (24:1), *Rubus caesius* (14:b), *Rumex acetosella* (37:++), *Salix purpurea* juv. (43:++), *Sanguisorba officinalis* (1:8), *Sedum album* (35:++), *Sedum reflexum* (35:++), *Sisymbrium officinale* (11:b), *Sonchus arvensis* (21:b), *Sorbus aucuparia* juv. (26:++), *Stachys officinalis* (1:++), *Stellaria media* (40:++), *Symphytum officinale* (16:++), *Tagetes spec.* (43:++), *Thymus pulegioides* (46:3), *Vilva platyphyllos* juv. (13:4), *Tragopogon dubium* (44:++), *Triticum aestivum* (51:++), *Ulmus glabra* juv. (2:++), *Valerianaella locusta* (52:++), *Vulpia myuros* (26:++)

Tabelle 21 (Fortsetzung)

Tab. 8: Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften

Außerdem je zweimal: *Campanula rotundifolia* (15:++; 16:++), *Cirsium vulgare* (7:++; 9:++), *Echium vulgare* (3:++; 6:a), *Fraxinus excelsior* juv. (9:r; 21:++), *Geranium robertoami*, (5:++; 19:++), *Holcus lanatus* (8:++; 22:++), *Oenothera parviflora* (7:r; 9:b), *Ranunculus acris* (17:1; 22:++), *Salix caprea* juv. (7:r; 10:r), *Sambucus nigra* juv. (23:1; 25:++), *Senecio erucifolius* (1:++; 17:++), *Senecio viscosus* (23:b; 25:++), *Solidago canadensis* (5:++; 9:++), *Sonchus asper* (11:++; 23:++), *Stellaria graminea* (6:#; 21:++), *Tanacetum vulgare* (6:++; 8:1), *Veronica arvensis* (1:++; 6:++), *Vicia sativa* (6:++; 12:++); je einmal: *Acer platanoides* juv. (6:++), *Agrostis tenuis* (26:++), *Ajuga reptans* (22:++), *Alchemilla vulgaris* (26:++), *Allium schoenoprasum* (1:++), *Alopecurus pratensis* (23:++), *Anthriscus sylvestris* (22:++), *Apera spica-venti* (23:++), *Arabidopsis thaliana* (9:b), *Arabis hirsuta* (3:++), *Astragalus glycyphyllos* (13:1), *Atriplex patula* (23:++), *Bellis perennis* (1:1), *Betula pendula* juv. (21:++), *Brachypodium pinnatum* (22:b), *Bromus inermis* (14:b), *Bromus mollis* (9:1), *Bromus sterilis* (9:++), *Calystegia sepium* (13:a), *Campanula patula* (22:++), *Carex flacca* (22:++), *Carex muricata* (6:++), *Carex spicata* (26:a), *Carpinus betulus* juv. (11:r), *Centaurea arvensis* (22:++), *Cheiranthus cheiri* (1:++), *Chenopodium album* (23:b), *Cichorium intybus* (3:a), *Coronilla varia* (13:++), *Crepis biennis* (15:++), *Epilobium adenocaulon* (25:++), *Epilobium adnatum* (7:++), *Epilobium collinum* (7:++), *Epilobium parviflorum* (7:++), *Epilobium roseum* (26:++), *Eragrostis minor* (11:++), *Erysimum cheiranthoides* (5:++), *Fragaria vesca* (10:++), *Geranium pusillum* (25:++), *Geranium pyrenaicum* (15:++), *Geum urbanum* (10:++), *Glechoma hederacea* (14:a), *Hieracium piloselloides* (9:++), *Hordeum vulgare* (23:++), *Hypochoeris radicata* (13:++), *Impatiens parviflora* (11:1), *Juncus articulatus* (12:++), *Knautia dipsacifolia* 26:1), *Lapsana communis* (1:++), *Lythrum salicaria* (22:++), *Medicago sativa* (14:++), *Melilotus altissima* (22:1), *Melilotus officinalis* 8:++), *Oenothera biennis* (11:++), *Phleum pratense* (12:++), *Pirus* spec. juv. (16:++), *Polygonum aviculare* (25:++), *Potentilla anserina* 11:++), *Prunella vulgaris* (10:1), *Reseda lutea* (9:b), *Rumex acetosa* (1:++), *Rumex acetosella* (17:++), *Rumex crispus* (19:++), *Rumex obtusifolius* (24:++), *Saxifraga granulata* (21:++), *Sedum spurium* (1:a), *Silene nutans* (6:++), *Sonchus oleraceus* (11:++), *Tragopogon pratensis* (10:1), *Irisetum flavescens* (15:++), *Iriticum aestivum* (11:++), *Iussilago farfara* (13:1), *Ulmus glabra* juv. (15:++), *Verbascum thapsus* ((11:++), *Verbena officinalis* (20:a), *Veronica chamaedrys* (17:++), *Veronica filiformis* (1:++), *Veronica persica* (11:++), *Vicia hirsuta* (14:++), *Vicia sepium* (16:1), *Vicia tetrasperma* (8:++), *Viola arvensis* (9:++), *Vulpia myuros* (10:a)

Tab. 9: Rubus- und Calamagrostis-Gesellschaften

Außerdem je zweimal: *Acer campestre* juv. (4:++; 8:++), *Agrostis gigantea* (8:1; 22:++), *Agrostis stolonifera* (4:a; 8:1), *Campanula patula* (17:++; 20:++), *Carex flacca* (7:++; 8:++), *Centaurea jacea* (19:++; 22:b), *Cirsium arvense* (5:1; 12:++), *Epilobium lamyi* (14:1; 18:1), *Epilobium montanum* (8:++; 25:1), *Equisetum palustre* (14:1; 22:++), *Festuca pratensis* (7:++; 20:++), *Galium aparine* (3:++; 9:1), *Gernium pyrenaicum* (7:++; 17:++), *Glechoma hederacea* (17:++; 19:++), *Holcus lanatus* (7:b; 20:++), *Lolium perenne* (7:++; 24:b), *Lysimachia numularia* (19:a; 20:1), *Medicago falcata* (16:++; 25:a), *Phleum pratense* (17:++; 22:++), *Ranunculus repens* (20:++; 25:++), *Rumex crispus* (14:1; 17:++), *Stellaria graminea* (15:++; 22:++), *Trifolium dubium* (7:a; 18:++), *Trifolium repens* (21:a; 24:a); je einmal: *Aesculus hippocastemum* juv. (8:++), *Agropyron caninum* (19:1), *Agrostis tenuis* (23:a), *Ajuga reptans* (19:++), *Alchemilla vulgaris* (8:a), *Anthyllis vulneraria* (2:++), *Arabis hirsuta* (22:1), *Astragalus glycyphyllos* (19:b), *Bromus inermis* (23:b), *Calamintha acinos* (22:++), *Carex humilis* (13:++), *Carex muricata* (8:++), *Carex pallescens* (22:++), *Chaenarrhinum minus* (16:++), *Chelidonium majus* (10:++), *Chrysanthemum leucanthemum* (19:++), *Cichorium intybus* (24:++), *Cirsium oleraceum* (19:r), *Clematis vitalba* (23:a), *Coronilla varia* (10:1), *Corylus avellana* juv. (8:++), *Cotoneaster sepc.* juv. (7:++), *Crataegus* spec. juv. (7:++), *Crepis capillaris* (20:1), *Epilobium adnatum* (18:1), *Epilobium parviflorum* (7:1), *Epilobium roseum* (24:++), *Eriogon annuus* (22:b), *Festuca rubra* (7:a), *Filipendula ulmaria* (5:1), *Fragaria vesca* (7:++), *Galeopsis speciosa* (3:b), *Geranium columbinum* (15:++), *Holcus mollis* (3:++), *Hypericum perforatum* ssp. *angustifolium* (21:a), *Hypochoeris radicata* (21:a), *Impatiens glandulifera* (4:++), *Juncus tenuis* (13:++), *Lapsana communis* (7:++), *Medicago sativa* (23:b), *Odontites rubra* (24:b), *Ononis repens* (2:a), *Pimpinella major* (15:++), *Pinus sylvestris* juv. (25:++), *Plantago major* (24:++), *Poa annua* (10:++), *Polygonum amphibium* (12:++), *Populus tremula* juv. (2:++), *Ranunculus acris* (15:1), *Rhinanthus alectorolophus* (22:3), *Rosa spec.* juv. (23:++), *Rumex obtusifolius* (20:++), *Salix* spec. juv. (23:++), *Scrophularia nodosa* (3:++), *Sedum telephium* (10:b), *Senecio vulgaris* (16:a), *Setaria viridis* (2:++), *Solidago gigantea* (8:a), *Thlaspi perfoliatum* (13:b), *Torilis japonica* (25:++), *Ulmus glabra* juv. (19:b), *Verbascum nigrum* (21:++), *Veronica filiformis* (9:++), *Veronica persica* (7:++), *Vicia hirsuta* (7:++), *Viola arvensis* (13:++), *Viola tricolor* (13:++)

Zur Ökologie von Stichling *Gasterosteus aculeatus* L., Bitterling *Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782 und Moderlieschen *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843) – drei bestandsbedrohten, einheimischen Kleinfischarten.

Jochen Schaumburg

Inhaltsverzeichnis:	Seite
A. Einleitung	146
B. Methoden	146
1. Untersuchungsgewässer	146
2. Chemisch-physikalische Untersuchung	147
3. Biologische Untersuchung	148
3.1. Gewässerflora	148
3.2. Nahrungsangebot	148
3.2.1. Makrozoobenthos	148
3.2.2. Zooplankton	148
3.3. Fischbestand	149
3.3.1. Elektrofischerei	149
3.3.2. Kleinfischbesatz	149
3.3.3. Bestandsuntersuchung	149
3.3.4. Nahrung	149
C. Ergebnisse	150
1. Chemisch-physikalische Untersuchung	150
1.1. Strömungsverhältnisse	150
1.2. Eisgang	150
1.3. Wassertemperatur	151
1.4. Sauerstoffgehalt/Sauerstoffsättigung	151
1.5. PH-Wert	153
1.6. Elektrische Leitfähigkeit	153
1.7. Trübung	153
1.8. Sonstige Parameter	154
2. Gewässerflora	154
2.1. Artenliste	154
2.2. Bedeckungsgrade	155
3. Gewässerfauna	156
3.1. Artenliste	156
3.2. Nahrungsangebot	157
4. Fischbestand	158
4.1. Istzustand 1983	158
4.2. Kleinfischbesatz	160
4.3. Populationsentwicklungen	160
4.4. Räuber und Parasiten	161
4.5. Laichzeiten, Reproduktion, Revierstruktur und Revierverhalten	162
4.5.1. Stichling	162
4.5.2. Moderlieschen	164
4.5.3. Bitterling	165
4.6. Nahrungsuntersuchungen	171
4.6.1. Übersicht	171
4.6.2. Stichling	171
4.6.3. Moderlieschen	172
4.6.4. Bitterling	176
4.6.5. Beutegröße der Kleinfische	176
4.6.6. Nahrung sonstiger Fischarten	176
4.7. Nahrungsselektivität und Nahrungskonkurrenz	179
4.7.1. Nahrungsselektivität: Ivlev – Index	179
4.7.2. Nahrungsüberlappung: Overlap – Index	179
4.7.3. Veränderungen bei der Stichlingspopulation	181
4.7.4. Einfache Regressionsanalysen	181
D. Diskussion	181
E. Zusammenfassung	191
Summary	191
F. Nachwort	191
G. Literatur	191

A. Einleitung

Das ökologische Wissen über einheimische Süßwasserfische ist sehr begrenzt. Die meisten der vorliegenden Informationen stammen von Fangdaten aus der Berufsfischerei und betreffen fast ausschließlich wirtschaftlich bedeutende Nutzfischarten (z.B. SCHUCHARDT et al., 1985). Unbeachtete, weil wirtschaftlich unbedeutende Fischarten wie die sogenannten Kleinfischarten sind hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutung nahezu unerforscht.

Flächendeckende (GAUMERT, 1981; BORCHARD et al., 1986) bzw. teilweise flächendeckende (MEINEL et al. & LELEK et al., 1987) Bestandsaufnahmen der Süßwasserfischfauna in Deutschland liegen erst seit kurzer Zeit für wenige Bundesländer vor. Die Ergebnisse, die auch zur Aktualisierung der roten Listen für bestandsbedrohte Arten dienen, verdeutlichen eine erschreckende Bilanz:

- 1) ca. 80 % der einheimischen Süßwasserfischarten sind in der roten Liste der bedrohten Fischarten in der Bundesrepublik Deutschland zu finden. Fast sämtliche Kleinfischarten gehören zu den bedrohten Arten (BAUER & STRUBELT, 1977; BAYR. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ, 1976; BLESS, 1978, 1982; BLESS & LELEK, 1984; BRENNER & STEINBERG, 1986; LELEK, 1980 a, b, 1987).
- 2) Es findet sowohl eine unkontrollierbare Faunenveränderung durch die Förderung einiger weniger Fischarten in viel zu hohen Anzahlen als auch eine Faunenverfälschung durch Besatz mit nicht heimischen Arten statt, deren ökologische Folgen noch nicht abschätzbar sind. Untersuchungen der letzten Zeit bestätigen jedoch Befürchtungen über negative Auswirkungen dieser Maßnahmen (z.B. LELEK, 1976; PLEYER, 1982; MELLIN, 1987; PELZ, 1987; DILEWSKI & SCHARF, 1988), die überwiegend durch Freizeitfischer vollzogen werden.

Aus der Sicht des Natur – und Artenschutzes stehen wir damit vor einer schwierigen Situation. Einerseits gehen natürliche Fischbestände verloren und Fischarten drohen auszusterben, andererseits greifen wir massiv und ohne ökologische Kenntnisse über diese Arten in die Bestände ein, wie unter anderem seit Jahrzehnten durch einseitigen Interessen folgenden Fischbesatzmaßnahmen durch die Angelfischerei (z.B. PLEYER, 1982; REMMERT, 1988).

Die verheerenden Auswirkungen von naturfernem Gewässerausbau, Gewässerverschmutzung und gravierenden Talauenveränderungen sollen hier nicht wediskutiert werden. Es ist aber gerade angesichts dieser Lebensraumverschlechterungen eine besonders behutsame, bedachte und auf gesicherten ökologischen Erkenntnissen basierende Gewässerbewirtschaftung nötig, die auf eine möglichst natürliche Gewässerbiozönose einschließlich der Fische abzielt.

Die oben genannten Arbeiten zeigen, daß man auf der Stufe der ichthyofaunistischen Erhebung gerade dabei ist, bisher Versäumtes nachzuholen, um den Istzustand unserer Süßwasserfischfauna zu charakterisieren. Ökologische Untersuchungen, die genauere Beobachtungen über die Lebensweise bedrohter Kleinfischarten im Freiland wie z.B. Populationsentwicklung, Laichzeiten, Reproduktion, Revierstruktur, Revierverhalten und Ernährung

oder über Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Arten wie Konkurrenzphänomene oder solche Beziehungen zwischen dem Gesamtlebensraum und dieser Arten wiedergeben, liegen nicht vor. Solche Untersuchungen sind aber unbedingt nötig, um die richtigen Maßnahmen zum Schutz dieser Arten und ihrer Lebensräume zu treffen bzw. schädliche Maßnahmen zu verhindern.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sollen dazu beitragen, die ökologische Wissenslücke über einige Kleinfischarten zu verkleinern und dadurch Entscheidungshilfen geben für anstehende Fischarten – und Biotopschutzmaßnahmen, Gewässerrenaturierungs – und Unterhaltungsmaßnahmen sowie fischereiliche Besatz – und Bewirtschaftungsmaßnahmen.

B. Methoden

1. Untersuchungsgewässer

Das Untersuchungsgewässer befindet sich im neuen botanischen Garten der Philipps-Universität-Marburg auf den Lahnbergen (320 m ü. NN), nahe dem Fachbereich Biologie.

Es handelt sich um ein künstlich angelegtes, im Kreislauf fließendes Bachsystem, dessen oberirdischer Teil etwa 1100 m lang ist. Die gesamte Wasserfläche beträgt 5345 m². Der Bach beginnt im Nordteich, fließt dann ca. 480 m bis zum Südteich und dann weitere 500 m bis zu einem kleinen Sammelbecken. Von hier aus wird das Wasser in einer unterirdischen Leitung (Durchmesser 10 cm) mittels zweier Pumpen (Maximalleistung 36 m/Stunde) zum Nordteich zurückgepumpt (Abb.1).

Bei einer durchschnittlichen Breite von 1,5 m und einer Tiefe von 0,5 m überwindet der Bach 22 Quermauern und 12 m Höhenunterschied. Um Wasserverluste vorzubeugen, wurde das ganze System künstlich abgedichtet. Dies geschah überwiegend mit Teichfolie, wobei lediglich die Teiche ausgespart blieben. Diese wurden mit Lehm abgedichtet. Die Folie hat inzwischen fast überall eine Schlammauflage von 5-10 cm. Trotzdem auftretende Wasserverluste (durch Verdunstung und undichte Stellen) werden durch geregelte Wasserzufuhr aus der Wasserleitung mit einem Schwimmerventil ausgeglichen.

Das Gewässer existiert seit 1976. Seine Lage im botanischen Garten bringt viele Vorteile für eine ungestörte wissenschaftliche Untersuchung, aber auch einige Nachteile mit sich. Der größte Vorteil ist die ungestörte (eingezäunte) Lage in Institutsnähe. Jeglicher Einsatz von Versuchs- und Meßgeräten ist problemlos möglich. Für Laboruntersuchungen werden keine langen Wege benötigt. Hierdurch wird eine Verfälschung empfindlicher Meßparameter verhindert, da Analysen unverzüglich durchgeführt werden können.

Experimente mit Fischbesatz können ohne Beeinträchtigung offener Gewässer der freien Landschaft durchgeführt werden, da hier im geschlossenen System gearbeitet wird. Umgekehrt sind damit auch Einflüsse von offenen Gewässern auf das Versuchsgewässer mit Einschränkungen ausgeschlossen (vgl. Kap. D.).

Langzeitbeobachtungen sind im Untersuchungsgewässer ebenfalls kein Problem, da Sukzessionen ungestört ablaufen können. Solche idealen Bedingungen sind wohl in weitem Umkreis an keinem öffentlichen Gewässer zu finden (vgl. REMMERT & VOGEL, 1986).

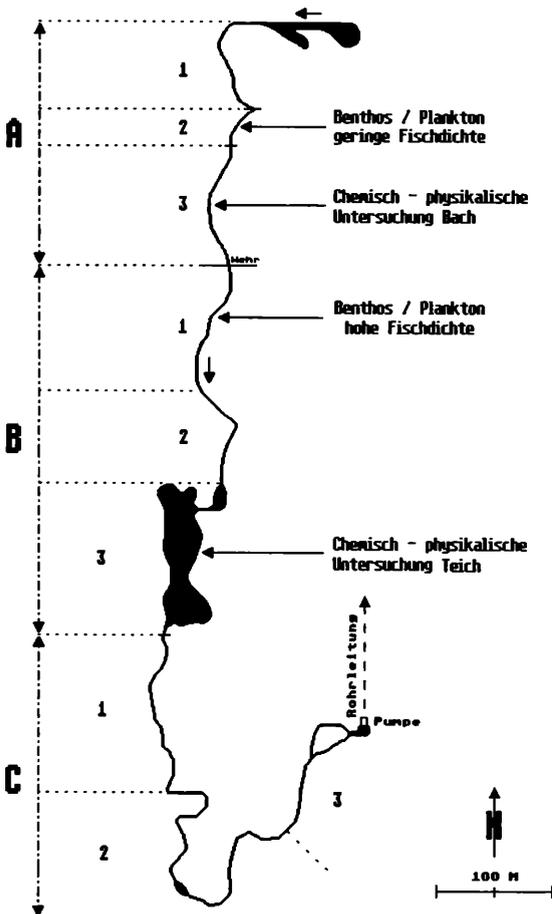


Abbildung 1
Untersuchungsgewässer

Aber es sind auch Nachteile hinzunehmen. Das Gewässer wurde von Anfang an nach ästhetischen und gärtnerischen Gesichtspunkten geplant und gebaut. So wurden die Ufer nicht gerade naturnah gestaltet, sondern Beete und Rabatten mit verschiedensten Pflanzen angelegt. Inzwischen haben sich zwar an einigen Strecken natürliche Säume aus krautigen Uferpflanzen gebildet, einheimische Ufergehölzsäume aus Erlen und Weiden fehlen hingegen fast völlig. Nur die letzten beiden Bachabschnitte C2 und C3 (Tab. 1) sind teilweise beschattet.

Außerdem wurden diverse Wasserpflanzen (vgl. Kap. C.2.) und mit ihnen einige Tierarten dort angesiedelt, die dann allerdings vorläufig sich selbst überlassen wurden. Die Entwicklung des Gewässers schritt voran, und es blieb nicht aus, daß einige Wasserpflanzen, vor allem Wasserpest (*Eloдея canadensis*) und grüne Fadenalgen (*Cladophora spec.*), sich massenhaft vermehrten. Dies führte nun öfter zur Ausuferung des Baches mit Zerstörung einiger Beete des botanischen Gartens und machte regulierende Eingriffe nötig. So waren in den Anfangsjahren mehrere radikale Pflanzenräumungen im Jahr nötig, um den Wasserfluß aufrecht zu erhalten und Ausuferungen zu verhindern.

Entscheidend mitbeeinflusst wurde diese Entwicklung durch den anfänglich in das System eingebrachten Nutz- und Zierfischbesatz, der anscheinend wahllos und ungeachtet der ökologischen Anforderungen verschiedener Fischarten an ihren Lebensraum getätigt wurde.

Folgende Arten wurden eingesetzt:

- Dreistacheliger Stichling
Gasterosteus aculeatus (Linnaeus, 1758)
- Flußbarsch
Perca fluviatilis (Linnaeus, 1758)
- Regenbogenforelle
Salmo gairdneri (Richardson, 1836)
- Karpfen (Zuchtform)
Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758)
- Schleie
Tinca tinca (Linnaeus, 1758)
- Rotauge
Rutilus rutilus (Linnaeus, 1758)
- Döbel
Leuciscus cephalus (Linnaeus, 1758)
- Goldfisch
Carassius auratus (Linnaeus, 1758)

Welche Mengen eingesetzt wurden, kann heute nicht mehr nachvollzogen werden (vgl. Kap. C.4.). Durch tägliche Fütterung mit proteinreichen Nahrungspellets sollte wohl hauptsächlich das Wachstum der Forellen gefördert werden. Diese Fütterung war nicht nur unnötig, da das Gewässer genügend natürliche Nahrung produzierte, sondern auch sehr folgenschwer, denn durch dieses übermäßige Nährstoffangebot wurde die Produktion der Wasserpflanzen erst richtig in Gang gesetzt. Durch die überwiegend sonnenexponierte Lage des Gewässers und die Wühltätigkeit einiger Fischarten (vgl. Kap. C.1.) kam es schließlich zu den Eutrophierungserscheinungen mit der oben beschriebenen pflanzlichen Massenentwicklung.

Ein weiterer nachteiliger Eingriff ist die Stilllegung des Baches im Winter. Von November bis April werden die Pumpen abgeschaltet. Dies ist immer mit einem Absinken des Wasserstandes und Trockenfallen größerer Bachbereiche verbunden. Sauerstoffmangel oder Durchfrieren bis zum Gewässergrund lassen dann nur wenige Bachorganismen überleben. Ansonsten sind diese Bereiche auf Wiederbesiedelung aus den Teichen angewiesen. Mit Ausnahme von Simuliiden gibt es bis heute keine typischen Fließgewässertiere in dem System, wofür die jährliche Stilllegung eine entscheidender Grund sein wird.

Das Untersuchungsgebiet wurde aufgrund seiner gegebenen Beschaffenheit und aus Gründen der übersichtlichen Datenerfassung und -auswertung in verschiedene Bereiche eingeteilt. Es sind dies die Hauptabschnitte A, B und C, die ihrerseits noch einmal in bis zu drei Unterabschnitte geteilt wurden (Abb. 1). Eine kurze Charakterisierung der einzelnen Abschnitte gibt Tabelle 1 wieder.

Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von 1982 bis 1988. Von 1982 bis 1985 wurden während der Vegetationsperiode (ca. von April bis Oktober), soweit nicht anders vermerkt, im Abstand von ca. 10 Tagen sowohl die chemisch-physikalischen als auch die faunistischen Daten (Plankton, Benthos und Fischnahrung) erfaßt. Die Populationsentwicklung wurde bis 1988 verfolgt. Die in einer Diplomarbeit (SCHAUMBURG, 1983) erhobenen Daten wurden in diese Arbeit teilweise überarbeitet, übernommen und mit ausgewertet.

2. Chemisch-physikalische Untersuchung

Mit üblichen limnologischen Untersuchungsmethoden wurden folgende chemisch-physikalischen Parameter bestimmt: Strömung (Ott-Strömungsmeßflügel), Eisgang (Sichtbeobachtung), Temperatur

Tabelle 1**Beschreibung der Gewässerabschnitte**

Abschnitt	Beschreibung
A 1	Nordteich 70 m + 1. Bachabschnitt 93 m bis 1. Wehr, mittlere Fischdichte
A 2	33 m Bachabschnitt bis 2. Wehr, geringe Fischdichte, Benthos- und Planktonuntersuchungen
A 3	90 m Bachabschnitt bis 3. Wehr, geringe Fischdichte, Meßpunkt wasserchemischer und hydrographischer Daten
B 1	110 m Bachabschnitt, hohe Fischdichte, Benthos- und Planktonuntersuchungen, niveaugleich mit B 2 und B 3
B 2	55 m Bachabschnitt ausgebaut (Betonsohle und Wände), hohe Fischdichte, niveaugleich mit B 1 und B 3
B 3	Südteich und Vorteich, hohe Fischdichte, Meßpunkt wasserchemischer und hydrographischer Daten, niveaugleich mit B 1 und B 2
C 1	153 m Bachabschnitt, sehr flach und schmal, steinig, pflanzenarm, geringe Fischdichte, enthält 2 Wehrsprünge
C 2	249 m Bachabschnitt, enthält 7 Wehrsprünge, längere breite pflanzenreiche Abschnitte mit mittlerer Fischdichte, überwiegend beschattet, hoher Laubeintrag
C 3	102 m Bachabschnitt mit 9 Wehrsprüngen + Pumpenteich, Gefälle, hohe Beschattung, geringe Fischdichte, im Pumpenteich mittlere Fischdichte, pflanzenarm

(Thermometer), Sauerstoffgehalt (Winklermethode), PH-Wert (Elektrode), Trübung (photometrisch); Calcium, Gesamthärte, Säurebindungsvermögen, Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat wurden mit chemischen Labormethoden ermittelt.

3. Biologische Untersuchung

3.1. Gewässerflora

Die Entwicklung der Gewässerflora, besonders der höheren Wasserpflanzen und der Fadenalgen, wurde regelmäßig beobachtet. Von den wichtigsten, größere Bestände bildenden Arten, wurden die Bedeckungsgrade in Prozent geschätzt.

3.2. Nahrungsangebot

Zur Ermittlung des Nahrungsangebotes für die Fische wurden in den Jahren 1984 und 1985 regelmäßig Benthos- und Zooplanktonuntersuchungen durchgeführt. Um darüber hinaus Aussagen über Nahrungselektion und Einfluß der Fische auf die Wirbellosenfauna treffen zu können, wurden diese Untersuchungen vergleichend an zwei Probestellen des Untersuchungsgewässers durchgeführt, die sich nur durch die vorhandene Fischdichte unterscheiden (Abb. 1).

3.2.1. Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wurde mit Bodennetzen erfaßt. Es handelt sich hierbei um Metallreifen (Durchmesser 41,5 cm), die mit Nylongaze (Maschenweite 0,5-1 mm) bespannt sind. Die Gaze bildet einen 50 cm langen Sammelsack. Die Fläche eines Reifens beträgt ca. 0,126 m². Je Untersuchungsstelle wurde ein solches Bodennetz nach vorherigem Zusammenfallen des Netzbeutels auf die Substratoberfläche gelegt. Die Fläche des Netzes wurde anschließend von der Seite her mit Substrat bedeckt. Die so ausgelegten Netze wurden 48 Stunden im Gewässer belassen unter der Annahme,

daß die Besiedelung des Netzes sich der des umgebenden Substrates in dieser Zeit angepaßt hatte (vgl. CRISP & GLEDHILL, 1970; TOWNSEND & HILDREW, 1976).

Nach 2 Tagen wurden die Netze dann schnell an dünnen Seilen, die an den Reifen befestigt waren, nach oben gezogen. So konnten alle Tiere, die sich im und auf dem Substrat befanden, geborgen werden. Im Labor wurde sofort der gesamte Netzzinhalt unter fließendem Wasser durch ein Kastensieb (Maschenweite 0,5 mm) gesiebt. Die herausgesiebten Tiere wurden in wassergefüllte Plastikschalen überführt, über einem Lichtkasten gezählt und so weit wie möglich bestimmt. Von jeder Art wurden außerdem einige Exemplare zur Nachbestimmung in 70 %-igem Äthylalkohol konserviert. Zur vergleichbaren Auswertung wurde die Anzahl der Tiere auf einen m² umgerechnet.

Der Einsatz eines Bodengreifers wurde vermieden, weil einerseits hier die Gefahr der Beschädigung der Abdichtfolie bestand und andererseits viele Tierarten nicht erfaßt worden wären. Die Methode des Bodennetzes erschien hier angebrachter, zumal sie sich schon in einer anderen Untersuchung dieses Gewässers sehr bewährt hat (BEYER, 1981).

Um die qualitativen Daten zu vervollständigen, erfolgten außerdem in unregelmäßigen Abständen Handnetzfang. Damit sollten auch Tiere, die sich überwiegend in Pflanzenbeständen aufhielten, erfaßt werden.

3.2.2. Zooplankton

Das Zooplankton wurde mit Hilfe eines Planktonnetzes (Durchmesser 19 cm, Maschenweite 125 µm) und einer Handpumpe erfaßt. An jeder Untersuchungsstelle sind je 100 Liter Wasser durch das Planktonnetz gepumpt worden.

Das zur Verfügung stehende Nahrungsangebot wurde ausgedrückt als die Anzahl der potentiellen Beutetiere, die sich unter einem m² Wasseroberfläche befinden. Dies sind die Benthosorganismen / m²

Substratfläche und die Zooplanktontiere in der sich darüber befindenden Wassersäule. Da die Wassertiefe an den Untersuchungsstellen 50 cm beträgt, wurde die Anzahl der Planktontiere auf 500 Liter hochgerechnet.

Beide Methoden bergen Fehlerquellen und sind daher nicht bedenkenlos anzuwenden. Es ist bekannt, daß besonders quantitative Untersuchungen mit Planktonnetzen mit Vorsicht zu betrachten sind, da Plankton fast nie homogen in einem Gewässer verteilt ist. In den meisten Fällen ist man aber auf die Netzmethode angewiesen. In diesem Fall bringt die Pumpmethode immer noch die zuverlässigsten Ergebnisse (SCHWÖRBEL, 1980). Auch bei den Bodennetzen besteht die Gefahr, daß man sehr bewegliche Arten nicht erfaßt. Hier sollten die Handnetzfänge als Ergänzung dienen. Die quantitativen Angaben des Nahrungsangebotes sind also mit entsprechenden Einschränkungen unter Berücksichtigung der oben angegebenen Fehlerquellen zu betrachten. Trotzdem lassen sie jedoch einige Aussagen über die Mengenunterschiede der potentiellen Beute an beiden Untersuchungsstellen bzw. den Einfluß der Fische als Räuber zu.

3.3. Fischbestand

Um den störenden Nutz- und Zierfischbestand so weit wie möglich zu reduzieren und um überhaupt einen Überblick über den vorhandenen Fischbestand zu erhalten, wurde das Untersuchungsgewässer abgefischt.

3.3.1. Elektrofischerei

Mit einem tragbaren Batterie-Impulsgerät, Typ DEKA 3000, wurden die meisten Teile des Untersuchungsgewässers regelmäßig abgefischt. Das Gerät hat folgende Eigenschaften:

Nenn-Eingangsspannung:	12 V
Nenn-Eingangsstrom:	2-7,6 A
Nenn-Ausgangs-Impuls- spannung	200-600 V
Nenn-Ausgangs-Impulslei- stung	72 W/Sek.
Impulse/Sek.	30-80

Das Gerät wird mit einem Motorradakku 12 V/16 Ah betrieben, wobei eine Akkuladung je nach Spannungseinstellung für 2-5 Stunden Betrieb ausreicht. Als Kathode dient ein geflochtenes, breites Kupferband, die Anode ist der Metallbügel des Fangkeschers.

Die Fangwirkung ist in starkem Maße von der elektrischen Leitfähigkeit des Wassers und der Wassertemperatur abhängig. Die Erfahrungen dieser Untersuchung haben gezeigt, daß offenbar die Wassertemperatur und der damit zusammenhängende physiologische Zustand der Fische eine entscheidende Rolle spielen. Unter 15 °C ließ die Fangwirkung merklich nach, unter 10 °C stand der Fangenerfolg in keinem Verhältnis mehr zum Aufwand. Dies hängt vermutlich damit zusammen, daß die Fische in kaltem Wasser gar nicht mehr oder nur noch sehr träge auf den Strom reagieren. Sie schwimmen jedenfalls nicht mehr zur Anode, sondern werden höchstens bei längerer Stromeinwirkung an ihrem Standplatz betäubt und bleiben dort unbemerkt liegen. Der Einsatz dieser Methode ist dann nicht mehr zu verantworten und sollte unterlassen werden. Kaltstenothe Fische (z.B. Bach-

forellen) können allerdings noch mit gutem Erfolg bei niedrigeren Temperaturen gefangen werden, wie Erfahrungen aus Untersuchungen von Fließgewässern in der näheren Umgebung gezeigt haben. Diese Fischarten sind jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

Für die Befischung der Bachstrecken des Untersuchungsgewässers eignete sich das Gerät hervorragend, in den kleineren Teichen (Vorteich B3, Nordteich A1) brachte es mittlere bis mäßige Fangergebnisse, für den großen Süchteich (B3) war es schlecht bis nicht geeignet. Hier konnte es nur am Ufer oder von einem Floß aus mit mäßigen Ergebnissen eingesetzt werden.

Da der Süchteich jedoch die meisten Fische enthielt, wurde er einmal im November 1983 leergepumpt. Dies geschah mit Hilfe der Feuerwehr, die im Rahmen einer Übung mit 4 starken Pumpen den ca. 2000 m³ fassenden Teich an einem Tag leerte. Sämtliche sichtbaren Individuen der störenden Arten (Goldfisch, Karpfen, Schleie, Döbel, Barsch, Rotauge, Forelle) wurden dem Gewässer entnommen, aber natürlich konnten diese Arten unmöglich restlos entfernt werden. Mit Sicherheit haben zahlreiche Individuen im Schlamm überlebt, da sich der Teich vom nächsten Tag an durch starken Regen schnell wieder füllte. Nur ein längeres Trockenfallen des Gewässergrundes mit Frost hätte wahrscheinlich alle Fische abgetötet.

Das oben angegebene Ziel wurde aber doch zufriedenstellend erreicht. Die starken und schwerwichtigen Exemplare der wühlenden Arten (Karpfen, Schleie) sowie die Nahrungskonkurrenten und Räuber der noch einzusetzenden Kleinfische wurden weitgehend dezimiert. Der gewünschte Überblick über den Fischbestand war gewonnen. Von den störenden Arten konnten allenfalls Jungfische überlebt haben. Eine Übersicht über das Abfischergebnis findet sich in Kapitel C.4.1.

Ab Herbst 1983 wurden regelmäßig alle durch Elektrofischerei erreichbaren größeren Goldfische, Karpfen und Schleien dem Gewässer entnommen, um weiterhin eine gewisse Kontrolle über diese Arten zu haben.

3.3.2. Kleinfischbesatz

Der 1984 und 1985 durchgeführte Kleinfisch- und Muschelbesatz ist in Kap. C.4.2. im Detail beschrieben. Dort sind sowohl die Arten, Mengen als auch die genauen Aussetzungsorte angegeben.

3.3.3. Bestandsuntersuchung

Die Entwicklung des Besatzes sowie des gesamten Fischbestandes wurde regelmäßig durch Elektrofischerei und Handnetzfänge (überwiegend Fischbrut) kontrolliert. Da bis heute keine verlässliche Markierungsmethode für so kleine Arten wie Bitterling oder Moderlieschen existiert, wurde die Bestandsentwicklung durch genaue Sichtbeobachtung, Zählung und Schätzung ermittelt. Besonders intensiv wurden die Bestände von Stichling, Moderlieschen und Bitterling untersucht. Hier wurden Wanderbewegungen, Revierverhalten, Nahrung, Nahrungsselektion und Konkurrenz untersucht.

3.3.4. Nahrung

Für die Nahrungsuntersuchungen wurden dem Untersuchungsgewässer von diesen Arten im Abstand von ca. 10 Tagen Fische entnommen. Diese wurden sofort mit Urethan (C₃H₇NO₂, 5g/l) betäubt, an-

schließend wurde ihnen im Labor Magen und Darm entnommen und diese in 70 %-igem Äthylalkohol konserviert. In unregelmäßigen Abständen wurden von den sonstigen Fischarten Exemplare gefangen, deren Nahrung auf die gleiche Weise untersucht wurde.

Im Labor wurden die Magen-Darmuntersuchungen mit Hilfe von Binokular und Mikroskop durchgeführt. Die Beuteorganismen bzw. deren Reste wurden gezählt und soweit wie möglich bestimmt.

Die Biomasse der Nahrung wurde mit der Volummethode ermittelt (WINDELL & BOWEN in BAGENAL, 1978; McCAULEY in DOWNING & RIGLER, 1984; WINBERG, 1971). Es handelt sich um eine indirekte Methode der Bestimmung des Naßgewichtes über vorherige Ermittlung des Volumens der Beutetiere. Man geht da von aus, daß Süßwassertiere dasselbe spezifische Gewicht wie Wasser haben (nämlich 1) und kann dann direkt vom Volumen auf das Gewicht schließen (MCCAULEY in DOWNING & RIGLER, 1984). Die Form der Tiere wird auf die eines leicht berechenbaren geometrischen Körpers gebracht, das Volumen berechnet und so das Gewicht der Tiere ermittelt.

Hierzu wurden die Durchschnittslänge und -breite von weitgehend unversehrten, vollständig erhaltenen Tieren mit einem Meßokular gemessen (ohne Cerci, Antennen und Beine).

Diese Methode war nötig, da ja die meisten Beutereste nicht mehr vollständig erhalten waren. Ausserdem traten bei der Konservierung der Därme schon Gewichtsverluste auf. Direkte Wiegeverfahren würden durch die unterschiedlich lange Konservierungsdauer der Därme zu falschen Ergebnissen führen. Vergleicht man die mit der Volummethode ermittelten Biomassen mit denen in direkten Wiegeverfahren ermittelten Gewichten aus anderen Untersuchungen, so ergeben sich zufriedenstellende Übereinstimmungen (vgl. MCCAULEY in DOWNING & RIGLER, 1984; OSMERA, 1966; KLE KOWSKI in GRODZINSKI, 1975). Die Methode hat sich bei einer Nahrungsuntersuchung von Stichlingen in demselben Untersuchungsgewässer (SCHAUMBURG, 1983) sehr gut bewährt. Die ermittelten Werte sind in einer Tabelle im Anhang zusammengefaßt.

C. Ergebnisse

1. Chemisch-physikalische Untersuchung

1.1. Strömungsverhältnisse

Die an den 40 Meßpunkten ermittelten Fließgeschwindigkeitswerte sind in Abb. 2 dargestellt. In den Abschnitten A und B wurde nur an wenigen Stellen der Wert von 10 cm/sek. erreicht oder überschritten. Es waren dies die Bereiche unmittelbar unterhalb der Quermauern. In den übrigen Bereichen dieser Abschnitte wurden überwiegend Werte unter 10 cm/sek. gemessen, in den beiden großen Teichen lagen die Werte unterhalb der Nachweisgrenze des Gerätes, die bei 4 cm/sek. anzusetzen ist. Die Strömungsverhältnisse des Abschnittes C2 entsprachen denen der Bachbereiche von den Abschnitten A und B.

Nur in den Abschnitten C1 und C3 wurden teilweise höhere Strömungswerte bis 54 cm/sek. bzw. 42 cm/sek. gemessen. In Abschnitt C1 war dies auf das zum Teil enge und flache Bachbett zu-

rückzuführen. Abschnitt C3 wies hingegen das stärkste Gefälle auf, da sich hier die meisten Wehrrsprünge befanden (vgl. Tab. 1).

Wie schon erwähnt, wurde die Stömung durch zwei Pumpen aufrecht erhalten, die im Winter abgestellt wurden. Dementsprechend war das Gewässer über ein Dritteljahr ein stehendes Gewässer. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Zeiten mit und ohne Strömung im Untersuchungszeitraum.

Die Pumpen wurden jedes Jahr ungefähr zur gleichen Zeit ein bzw. ausgeschaltet. Die Zeiten mit Strömung erstreckten sich immer von ca. Anfang April bis Anfang November über durchschnittlich 205 Tage. Entsprechend betrug die Zeit ohne Strömung ca. 159 Tage.

Tabelle 2:

Zeiten mit und ohne Strömung, Pumpenschalttermine

	Pumpe an	Pumpe aus	Anzahl der Tage	
			mit Strömung	ohne Strömung
1982	20.04.	08.11.	202	162
1983	08.04.	04.11.	210	154
1984	13.04.	06.11.	207	158
1985	11.04.	24.10.	196	168
1986	24.04.	11.11.	201	163
1987	17.04.	15.11.	212	152

1.2. Eisgang

Rechtzeitig vor Beginn der zu erwartenden Gewässervereisung wurden die Pumpen jedes Jahr abgestellt, um deren Beschädigung zu verhindern. Die Phasen der Vereisung fanden also stets während der oben genannten Zeiten ohne Strömung statt. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Vereisungsphasen in jedem Winter des Untersuchungszeitraumes.

Das Auftreten der ersten geschlossenen Eisdecke variierte in den verschiedenen Jahren von Anfang November bis Mitte Dezember. Das Ende der Vereisung trat dagegen regelmäßig in der zweiten

Tabelle 3

Beginn, Ende und Dauer der Gewässervereisung

Winter	Erste Eis- decke	Letzte Eis- decke	Tage mit geschl. Eisdecke
82/83	17.12.82	12.03.83	42
83/84	06.11.83	08.03.84	46
84/85	16.11.84	21.03.85	85
85/86	04.11.85	20.03.86	107
86/87	13.12.86	26.03.87	76

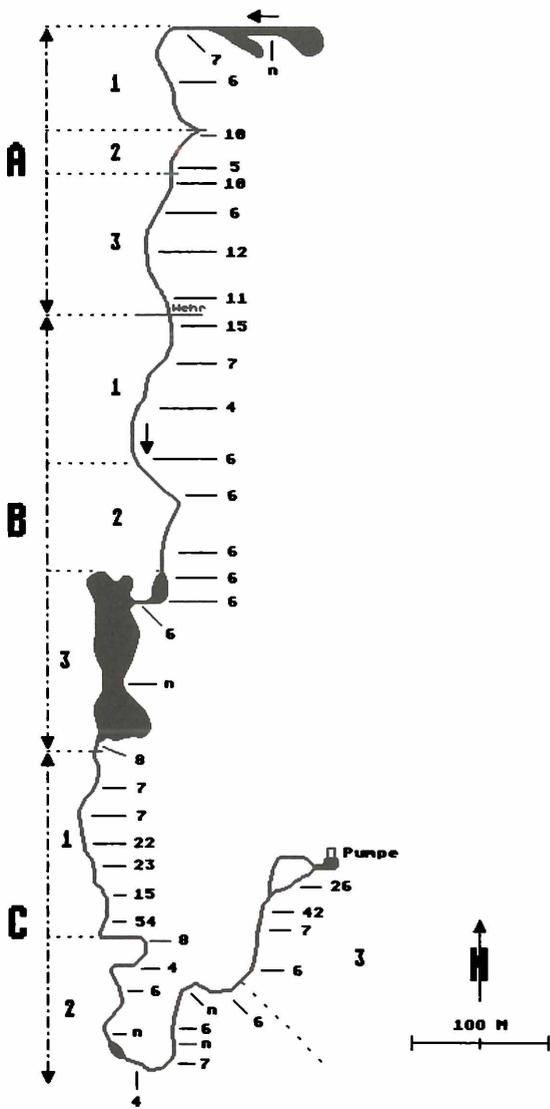


Abbildung 2

Strömungsverhältnisse; Angaben in cm/Sek., n: nicht nachweisbar

Märzhälfte ein, das heißt, das Gewässer war zwischen dem 16. und 26. März wieder eisfrei. Die Anzahl der Tage mit geschlossener Eisdecke war entsprechend der Witterung von Jahr zu Jahr unterschiedlich. Sie variierte von 42 bis zu 107 Tagen. Abtauphasen waren stets durch eine mehr oder weniger offene Eisdecke geprägt. Das Gewässer taute von den Ufern her zur Mitte hin auf, es war aber nie ganz eisfrei, sondern in der Mitte blieb immer eine große Resteisfläche. Die längste zusammenhängende geschlossene Vereisung fand im Winter 1984/85 statt und dauerte 64 Tage (Abb. 4).

Es folgen die Ergebnisse der in den Gewässerabschnitten A3 und B3 von 1982 bis 1985 regelmäßig durchgeführten hydrographischen Messungen von Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Trübung. Ein exemplarischer Gesamtüberblick erfolgt nur für das Jahr 1985, da die Entwicklung in den übrigen Jahren relativ ähnlich verlief (Abb.4).

1.3. Wassertemperatur

Der Untersuchungszeitraum war geprägt von zwei sehr warmen (1982, 1983) und zwei kühleren (1984, 1985) Vegetationsperioden. Dementsprechend un-

terschieden sich die mittleren Jahrestemperaturen, die in Abbildung 3 zusammengefaßt sind.

In den beiden warmen Jahren wurden bei Mittelwerten von 15,5°C bzw. 17,5°C Maximalwerte von 24,5°C bzw. 28,1°C gemessen. Aber auch in den wesentlich kühleren Folgejahren wurden bei entsprechend niedrigeren Mittelwerten Maximaltemperaturen von 21°C bzw. 22,2°C erreicht.

Die Temperaturen der beiden Untersuchungsstellen unterschieden sich im gesamten Untersuchungszeitraum um ca. 1°C, wobei die Bachtemperaturen wegen des wesentlich kleineren Wasserkörpers etwas stärker schwankten und früher auf Wetteränderungen reagierten. Besonders im Frühjahr und Herbst war diese Tatsache bedeutend, wenn der Bach sich schneller erwärmte bzw. schneller abkühlte als die Teiche. Im Mittel lag die Bachtemperatur um 0,6°C über der Teichtemperatur.

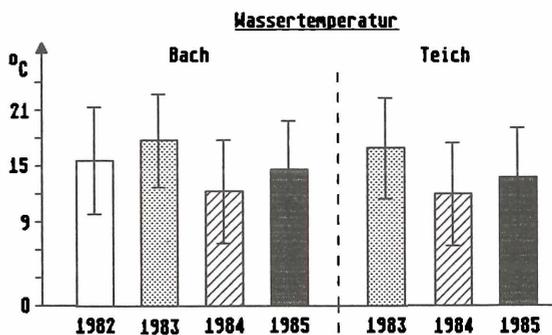


Abbildung 3

Wassertemperaturen, Mittelwerte und Standardabweichungen

1.4. Sauerstoffgehalt/Sauerstoffsättigung

Abbildung 5 zeigt eine Zusammenfassung der mittleren Sauerstoffgehalte in mg/l. Es wird deutlich, daß im Bach wesentlich höhere Werte gemessen wurden als im Teich und daß, zumindest im Bach, die Durchschnittswerte in den warmen Jahren 1982 und 1983 deutlich höher lagen als in den kühlen Jahren 1984 und 1985.

Da der Sauerstoffgehalt im Wasser temperaturabhängig ist, wäre genau das Gegenteil, nämlich höhere Mittelwerte in den kühlen Jahren zu erwarten gewesen. Hier wird deutlich, daß der Sauerstoffgehalt im Untersuchungsgewässer noch durch einen anderen gravierenden Faktor beeinflusst wurde. Es handelt sich um die Sauerstoffproduktion der Wasserpflanzen. Dieser Einfluß wird noch deutlicher, wenn man den Verlauf der Sauerstoffsättigung betrachtet. Die Mittelwerte der Sauerstoffsättigung sind in Abbildung 6 zusammengefaßt.

Im Bach herrschte außer 1984 stets eine beträchtliche Übersättigung mit Sauerstoff. 1982 und 1983 betrug die Mittelwerte 132,9 % bzw. 139,5 % bei Maximalwerten von 200 % bzw. 184 %, 1985 war der Mittelwert etwas niedriger bei 120 % mit einem Maximum von 170 %. Nur in dem kalten, regnerischen Sommer 1984 wurde die 100%-Marke unterschritten. Bei einem Maximum von 118 % betrug der Mittelwert 93,8 %.

Deutlich unter 100 % bewegten sich die Mittelwerte der Sauerstoffsättigung im Teich. Sie lagen zwischen 84 % und 93,5 % wobei wieder der niedrigste Wert für 1984 ermittelt wurde. Der höchste im Teich gemessene Wert betrug 157 % im Jahr 1985. (Abb.4).

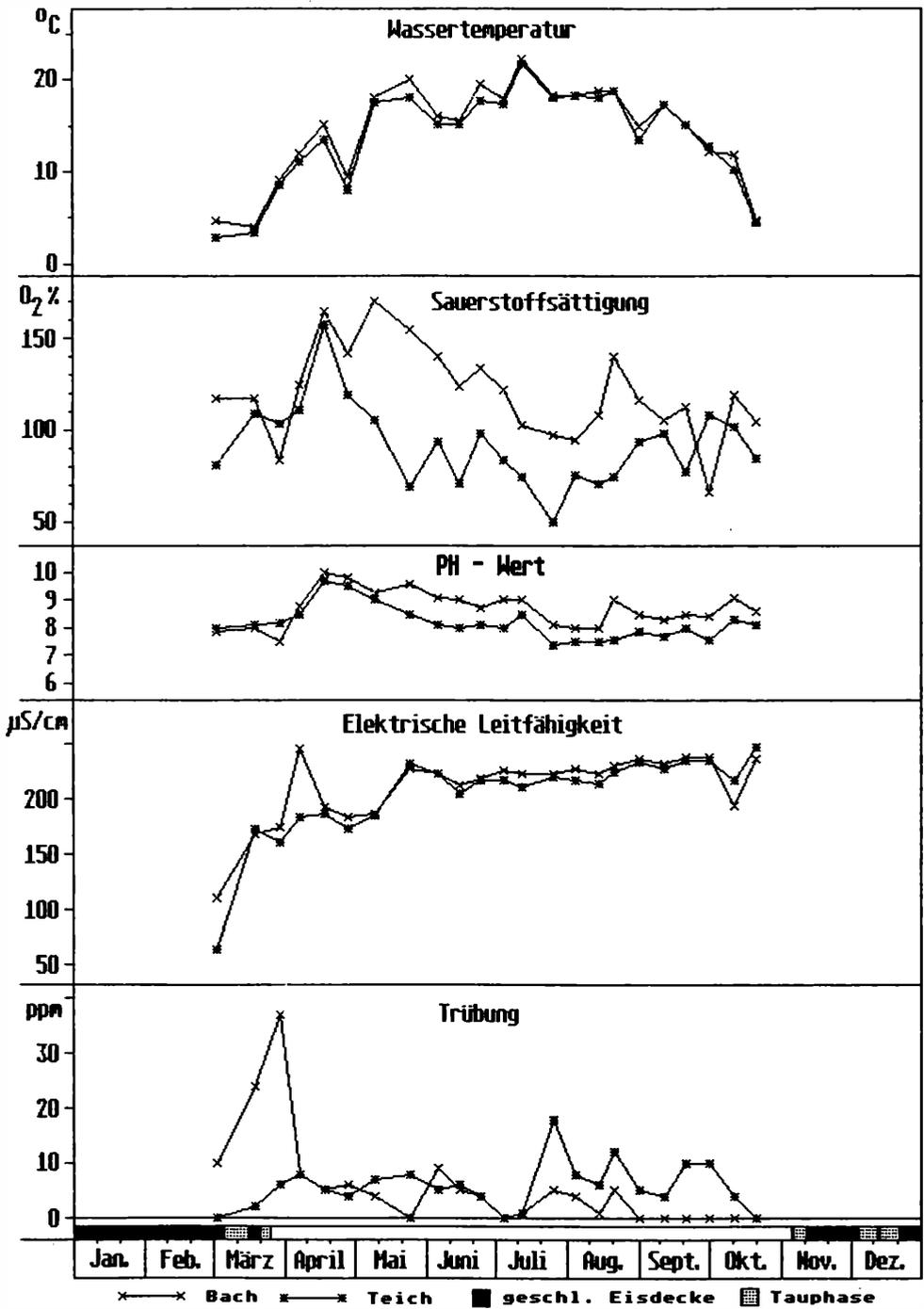


Abbildung 4

Chemisch-physikalische Daten 1985; Bach (A3), Teich (B3)

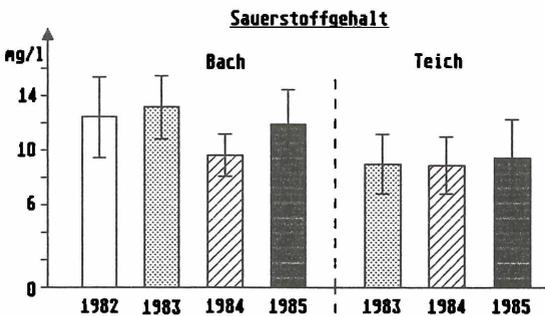


Abbildung 5

Sauerstoffgehalt, Mittelwerte und Standardabweichungen

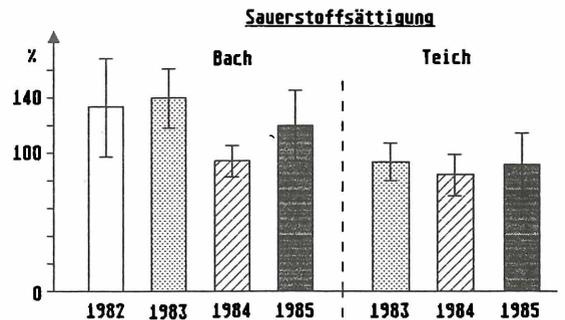


Abbildung 6

Sauerstoffsättigung, Mittelwerte und Standardabweichungen

1.5. PH-Wert

Eine Übersicht über die mittleren pH-Werte vermittelt Abbildung 7. Auch beim pH-Wert wurden im Bach überwiegend höhere Werte gemessen als im Teich. 1982 und 1985 brachten die höchsten Mittelwerte von 8,7 bei Maximalwerten von 9,8 bzw. 10,0. In den Jahren 1983 und 1984 wurden Mittelwerte von 8,1 und 7,6 bei Maximalwerten von 9,2 und 8,9 gemessen. Im Teich wurden 1983 und 1984 die niedrigsten Mittelwerte von 7,5 bei Maximalwerten von 7,9 bzw. 8,6 gemessen, 1985 lag das Mittel bei 8,2 und das Maximum bei 9,7.

An 3 warmen, sonnigen Tagen im August 1985 wurden außerdem 24-Stundenmessungen des pH-Wertes durchgeführt. Die dabei registrierten Extremwerte sind in Tab.4 zusammengefaßt.

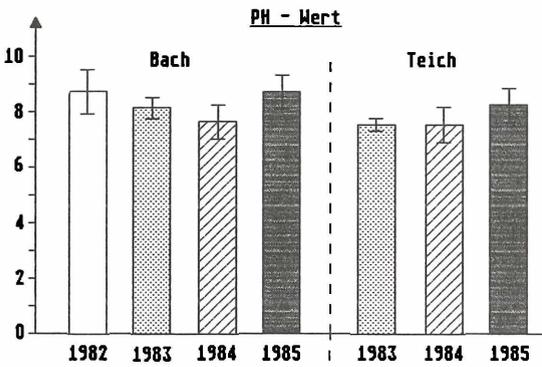


Abbildung 7
PH-Wert (Mittelwerte und Standardabweichungen)

Tabelle 4
PH-24-Stundenmessung im August 1985

Datum	Max.		Min.	
	Zeit	pH	Zeit	pH
09.08.85	17.30	8,9	6.15	7,4
13.08.85	17.30	8,8	4.30	7,3
15.08.85	17.30	8,6	6.30	7,3

1.6. Elektrische Leitfähigkeit

Abbildung 8 gibt eine Übersicht über die Durchschnittswerte der elektrischen Leitfähigkeit. Die Mittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit bewegten sich zwischen 211,6 mS/cm und 162,5 mS/cm. Die Schwankungen zwischen Bach und Teich waren sehr gering und betragen nur ca. 5 mS/cm im Durchschnitt. Der höchste gemessene Wert betrug 326 mS/cm (Bach 1985), der niedrigste 63 mS/cm (Teich 1985). 1982 und 1985 wurden die höchsten Mittelwerte gemessen, 1983 und 1984 waren sie entsprechend niedriger.

Die Leitwertkurven von 1984 und 1985 zeigen einen weiteren leichten Anstieg während des ganzen Jahres. Ob hierfür ein gleichmäßiger geringer Nährstoffeintrag aus der Luft verantwortlich gemacht werden kann oder ob es sich um einen Effekt der andauernden Wühltätigkeit von Fischen handelt oder auch um den bakteriellen Abbau von Biomasse, sei dahingestellt. Auch eine Kombination aller Effekte ist natürlich möglich.

Elektrische Leitfähigkeit

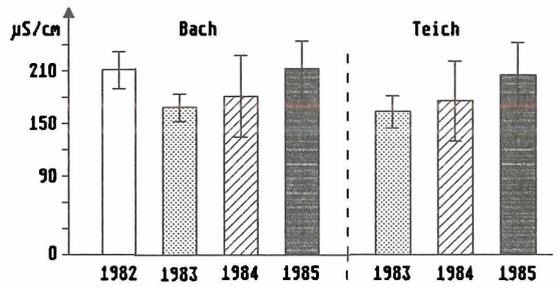


Abbildung 8
Elektrische Leitfähigkeit, Mittelwerte und Standardabweichungen

1.7. Trübung

Die Durchschnittswerte der Trübung sind in Abbildung 9 dargestellt. Die Trübung gibt unter anderem Auskunft über die Aktivität wühlender Fischarten oder indirekt über deren ungefähre Häufigkeit. Auch Massentwicklungen von Plankton und die Dauer solcher Phasen können erfaßt werden. Zu den Werten ist zu bemerken, daß bei einer Trübung von 5 ppm die Sichttiefe gerade noch 50 cm beträgt, bei höheren Werten aber sehr schnell gegen 0 cm geht.

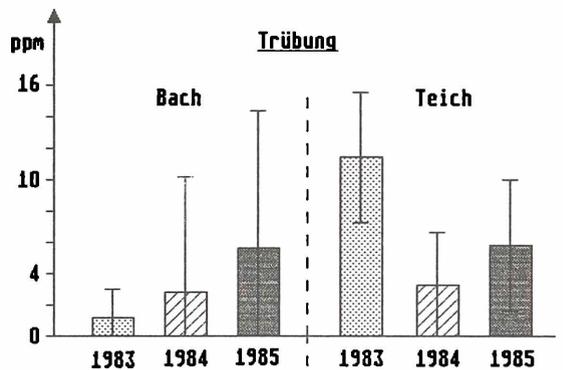


Abbildung 9
Trübung, Mittelwerte und Standardabweichungen

Die Mittelwerte im Bach waren in den Jahren 1983 und 1984 sehr niedrig, das heißt, der Bach war überwiegend klar und das Wasser bis zum Grund durchsichtig. 1985 war der Bach etwas trüber und hatte erst im Herbst eine längere klare Phase (Abb. 4). Der Teich war 1982 (keine Messung, nur Sichtbeobachtung) und 1983 sehr trüb und undurchsichtig, was der Mittelwert von 11,4 ppm (1983) deutlich macht. 1984 hatte der Teich sein klarstes Stadium mit einer Sichttiefe von über einem Meter. Der Trübungsmittelwert betrug nur 3,2 ppm. Im Jahr 1985 wurde der Teich wieder trüber und die Werte schwankten stärker. Der Mittelwert betrug 5,8 ppm.

Wie schon beim Leitwert bemerkt, wurden auch bei der Trübung besonders in den Jahren 1984 und 1985 hohe Werte im Frühjahr nach der Eisschmelze bzw. dem Anschalten der Pumpen registriert. Die nach 1984 eingetretene Klärung des Teiches war sehr wahr scheinlich der Effekt des Herausfangens der wühlenden Fischarten. Der Trübungsmittelwert war immerhin nahezu auf ein Viertel des Wertes von 1983 gesunken und betrug 1985 immer noch nur die Hälfte dieses ursprünglichen Wertes.

1.8. Sonstige Parameter

Die in unregelmäßigen Abständen gemessenen sonstigen Parameter sind in Tabelle 5 zusammengefaßt.

Die Meßwerte für Calcium, Gesamthärte und Säurebindungsvermögen deuten auf ein kalkarmes Gewässer hin. Der Calciumgehalt sank kontinuierlich von 36 mg/l 1982 bis 28 mg/l 1986. Entsprechend sank die direkt vom Kalkgehalt abhängige Gesamthärte von 6,8°dH auf 6,3°dH während des Untersuchungszeitraumes. Auch die Werte für das Säurebindungsvermögen waren sehr niedrig und bewegten sich zwischen 1,5 mval/l 1982 und 1,1 mval/l 1986.

Tabelle 5

Sonstige gemessene chemische Parameter

	Ca ⁺⁺ mg/l	Ges.Härte °dH	SBV mval/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	PO ₄ ⁻ mg/l
1982	36	6,8	1,5	0,2	0	0	0
1983	33	6,6	1,2	0,15	0	0	0
1984	32	6,4	1,5	0,1	0	0	0
1985	30	6,3	1,3	0	0	0	0
1986	28	6,3	1,1	0,1	0	0	0

Wegen des geringen Kalkgehaltes war das Wasser sehr weich und wies außerdem eine geringe Pufferkapazität auf. Die gezeigten Effekte der Pflanzenassimilation mit hohen pH-Werten wurden hierdurch gefördert.

Der Ammoniumgehalt bewegte sich zwischen 0 mg/l und 0,2 mg/l. Der höchste Wert wurde 1982 gemessen, sank dann 1984 auf 0,1 mg/l (nach Entfernen der Nutzfische). 1985 war sogar kein Ammonium mehr nachweisbar. 1986 wurden jedoch wieder 0,1 mg/l gemessen. Das NH₄/NH₃-Verhältnis ist stark pH-abhängig und verschiebt sich bei hohen pH-Werten zugunsten des NH₃. Da Ammoniak ein starkes Nervengift für Fische ist, von dem bereits 0,2-0,5 mg/l letal wirken, ist der Ammoniumgehalt eines Gewässers von großer Bedeutung (AMLACHER, 1972).

2. Gewässerflora

2.1. Artenliste

Folgende Pflanzenarten sind im Untersuchungs-gewässer registriert worden:

Cladophora spec.

Spirogyra spec.

Nymphaea spec. (Hybridform)

Nuphar lutea (L.)

Stratiotes aloides L.

Ranunculus aquatilis L.

Potamogeton natans L.

Potamogeton crispus L.

Myriophyllum spicatum L.

Ceratophyllum spec.

Elodea canadensis MICH.

Zannichellia palustris L.

Lemna minor L.

Equisetum spec.

Sparganium erectum L.

Typha latifolia L.

Acorus calamus L.

Phragmites australis (CAV.)

Iris pseudacorus L.

Glyceria fluitans (L.)

Nasturtium officinale R. BR.

Hippuris vulgaris L.

Alisma plantago-aquatica L.

Caltha palustris L.

Calla palustris L.

Carex gracilis CURTIS

Juncus effusus L.

Lythrum salicaria, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia sp.* und *Epilobium sp.* hatten sich stellenweise am Ufer angesiedelt. Außerdem waren noch einige nicht heimische Uferpflanzen in wenigen Exemplaren vorhanden, die hier nicht näher beschrieben werden. Es wurden auch nicht alle Fadenalgenarten erfaßt, sondern nur die, welche massenhaft vorkamen.

Die meisten der erwähnten Pflanzen wurden bei der Anlage des botanischen Gartens als Initialpflanzung in das Gewässer eingebracht (vgl. Kap. B.1.). Welche Arten dies genau waren bzw. welche sich von selbst angesiedelt haben, ist nicht mehr nachvollziehbar.

Entsprechend der etwas unterschiedlichen Bedingungen (Wasser tiefe, Größe, Beschattung, Strömung) in den einzelnen Gewässern abschnitten variierten Artenzusammensetzung und Entwicklung der Pflanzenbestände. Die Tendenz der Entwicklung war jedoch über wiegend ähnlich, nur die Abschnitte C1 und C3 wichen vom Rest des Gewässers in der Pflanzenentwicklung ab. Diese zum Teil schneller fließenden, flachen und schattigen Abschnitte enthielten wesentlich weniger Pflanzenarten und es war fast keine Veränderung während des Untersuchungszeitraumes feststellbar. Im Abschnitt C1 waren *Zannichellia palustris*, *Glyceria fluitans* und an ruhigeren Stellen auch wenige Exemplare *Potamogeton natans* zu finden. Dieser Gewässerteil war sonst überwiegend vegetationsfrei. Dominierende Arten in Abschnitt C3 waren Ufer- und Sumpfpflanzen wie *Alisma plantago-aquatica* und *Glyceria fluitans*. An einigen wenigen Stellen waren kleine Bestände von *Calla palustris*, *Caltha palustris* und *Nasturtium officinale* zu finden. Die Ufer dieses als Farnschlucht bezeichneten Teiles waren überwiegend mit Farnen verschiedener Arten bestanden, die wiederum im Schatten höherer Erlen, Weiden und einiger Buchen standen. Submerse Wasserpflanzen waren hier kaum zu finden. Die einzige Art, deren Bestand merkliche Veränderungen zeigte, war *Alisma plantago-aquatica*. Bei dieser Art konnte eine deutliche Ausbreitung entlang der Ufer bachaufwärts registriert werden. Inzwischen ist sie auch an den oberen Abschnitten immer häufiger zu sehen.

Abschnitt C2 hatte eine ähnliche Pflanzensammensetzung wie die oberen Bachabschnitte. *Potamogeton natans*, *Potamogeton crispus*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis* sowie *Cladophora*-Watten und *Lemna minor* prägten den größten Teil dieses Bachabschnittes. *Equisetum spec.*, *Glyceria fluitans* und *Alisma plantago-aquatica* waren am Ufer zu finden. Vermutlich wegen der teilweise etwas schattigeren Lage waren nicht so starke Veränderungen der Artenzusammensetzung zu verzeichnen wie in den oberen Bachabschnitten bzw. im Nordteich.

In diesen ganzjährig sonnenexponierten Abschnitten waren stärkere Schwankungen in der Häufig-

keit einzelner Arten zu verzeichnen. Neben den oben erwähnten Arten waren hier noch *Typha latifolia* und *Sparganium erectum* sowie *Ranunculus aquatilis* von Bedeutung. Den Ufersaum bildeten streckenweise *Juncus* und *Carex*arten sowie vereinzelt *Lythrum salicaria*.

2.2. Bedeckungsgrade

Die Bedeckungsgrade der häufigsten Arten im oberen Bach sowie in den beiden Teichen sind in den Tabellen 6-8 dargestellt.

In den ersten Untersuchungsjahren 1982 und 1983 war die Pflanzendecke der oberen Bachabschnitte (A1-B2) von üppigen Beständen *Elodea canadensis* und dichten Algenwatten aus fädigen Grünalgen, überwiegend *ladophora spec.*, sowie *Spirogyra spec.* geprägt. Fast die ganze Wasseroberfläche wurde von diesen Arten beherrscht. Nur an wenigen Stellen gab es kleine Bestände der beiden Potamogetonarten *P. natans* und *P. crispus* sowie *Ranunculus aquatilis* und *Myriophyllum spicatum*. Außerdem fanden sich am Ufer stellenweise *Typha latifolia*, *Sparganium erectum* und *Equisetum spec.* (Tab. 6).

Tabelle 6

Pflanzenbedeckungsgrade in % im oberen Bach

Pflanzenart	1982	1983	1984	1985	1986	1987
fädige Grünalgen	50	30	15	0	0	20
<i>Elodea canadensis</i>	23	31	16	5	5	5
<i>Potamogeton natans</i>	5	10	15	20	20	12
<i>Potamogeton crispus</i>	2	5	10	15	15	15
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	10	20	30	30	20
<i>Ranunculus aquatilis</i>	5	2	1	< 1	0	0
<i>Typha latifolia</i>	3	3	10	15	15	10
<i>Sparganium erectum</i>	2	2	4	4	4	5
<i>Equisetum spec.</i>	2	2	4	5	5	5
<i>Lemna spec.</i>	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5
sonstige	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
freie Wasserfläche	2	4	4	5	5	3

Ab 1984 gingen die Algen- und Elodeabestände zurück und gleichzeitig gewannen sowohl die Laichkräuter und *M. spicatum* als auch die Röhrichte an Bedeutung, so daß eine ungefähre Gleichverteilung der Bedeckung durch diese Arten gegeben war.

1985 verstärkte sich diese Tendenz. Die Algen verschwanden ganz, die Elodeabestände verringerten sich weiter. Dagegen vermehrten sich *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton natans* und *Potamogeton crispus* so stark, daß diese Arten jetzt die dominierende Stellung einnahmen. Auch *Typha latifolia* beschränkte sich jetzt nicht mehr nur auf die Uferregionen sondern war stellenweise bestandsprägend über den ganzen Bachquerschnitt. Eine ähnliche Tendenz war auch bei *Sparganium erectum* und *Equisetum spec.* zu beobachten, wenn auch nicht so stark wie bei der vorgenannten Art. Im Jahr 1986 blieben die Verhältnisse der Pflanzenbedeckung unverändert gegenüber dem Vorjahr.

Erst 1987 traten wieder verstärkt Algenwatten auf. Gleichzeitig gingen die Bestände von *P. natans*, *M. spicatum* und *T. latifolia* zurück. Zusätzlich fiel das

vermehrte Vorhandensein von *Lemna spec.* deutlich auf.

Die Freiwasserfläche dieser Abschnitte betrug nie mehr als 5 %. Dieser Wert wurde nur in den Jahren 1985 und 1986 erreicht.

In den beiden großen Teichen waren außer den schon genannten Arten noch Pflanzen von Bedeutung, die eine größere Wassertiefe benötigten, um den Winter zu überstehen. Hierzu gehörten *Stratiodes aloides*, *Nuphar lutea* und *Nymphaea spec.* Die Entwicklung der Pflanzenbestände im Nordteich war mit der im oberen Bach nahezu identisch: In den ersten beiden Jahren fast flächendeckende Algen- und Elodeabestände, dann Rückgang dieser Arten und dafür verstärktes Auftreten von Arten mit Schwimmblättern wie *P. natans* und hier jetzt auch *Nymphaea spec.* in den Folgejahren. Gleichzeitig trat auch hier eine Stärkung des Röhrichtanteiles (hauptsächlich *Typha latifolia*) und im Gegensatz zum Bach eine sehr deutliche Vergrößerung der Freiwasserfläche auf. *P. natans* erreichte 1985 mit 40 % fast den Bedeckungsgrad der Algen von 50 % im Jahr 1982. Aber auch hier nahmen die Algen 1987 schlagartig wieder zu und gleichzeitig die oben genannten Schwimmblattpflanzen sowie *Typha latifolia* und die Freiwasserfläche wie der ab (Tab. 7).

Tabelle 7

Pflanzenbedeckungsgrade in % im Nordteich

Pflanzenart	1982	1983	1984	1985	1986	1987
fädige Grünalgen	50	33	15	0	5	33
<i>Elodea canadensis</i>	30	30	15	5	3	10
<i>Potamogeton natans</i>	5	10	15	20	40	20
<i>Nymphaea spec.</i>	5	5	7	8	10	10
<i>Equisetum spec.</i>	0	0	3	5	5	5
<i>Typha latifolia</i>	5	5	10	10	15	10
sonstige	2	2	2	2	2	2
freie Wasserfläche	3	15	33	50	20	10

Etwas anders verlief die Entwicklung im großen Südteich. Hier waren von Anfang an die Schwimmblattpflanzen *P. natans*, *Nymphaea spec.* sowie die Schwimmplanze *Stratiodes aloides* die dominierenden Arten. Während der Nymphaeabestand über alle Untersuchungsjahre sehr konstant bei 17 % Bedeckungsgrad verharrte, vermehrte sich vor allem *P. natans* von 30 % auf 50 %. Auch *S. aloides* vermehrte sich ein wenig, während der Röhrichtanteil aus *T. latifolia* und *Phragmites australis* sehr konstant bei 15 % blieb.

Fadenalgen spielten hier nie eine Rolle. Die Freiwasserfläche sank gleichmäßig von 30 % auf 5 % ab (Tab. 8).

Tabelle 8

Pflanzenbedeckungsgrade in % im Südteich

Pflanzenart	1982	1983	1984	1985	1986	1987
<i>Potamogeton natans</i>	30	30	40	45	50	50
<i>Nymphaea spec.</i>	17	17	17	17	17	17
<i>Stratiodes aloides</i>	5	10	10	15	10	10
<i>Typha latifolia</i>	10	10	10	10	10	10
<i>Phragmites communis</i>	5	5	5	5	5	5
sonstige	3	3	3	3	3	3
freie Wasserfläche	30	25	15	5	5	5

3. Gewässerfauna

3.1. Artenliste

Entsprechend der strukturellen, chemisch-physikalischen und trophischen Beschaffenheit des Untersuchungsgewässers waren fast nur Arten der stehenden bzw. langsam fließenden Gewässer anzutreffen. Die einzige Ausnahme bildeten die Simuliiden, deren Larven überwiegend an den Quermauern des Baches im schnellfließenden Wasser der kleinen Wasserfälle zu finden waren. Die folgende Aufstellung zeigt sämtliche sowohl in der Fischnahrung als auch direkt im Gewässer registrierte Tiergruppen:

EVERTEBRATA

Rhizopoda

Testacea

- Arcella spec.* (EHRENB.)
- Diffugia spec.* (EHRENB.)

Ciliata

- Stentor polymorphus*

Turbellaria

- Policelis nigra* (MÜLLER)

Nematoda

- Gen. spec.*

Rotatoria

- Keratella quadrata* (O. F. MÜLLER)
- Brachionus spec.* (PALLAS)
- Monommata spec.*
- Microcodon clavus*

Annelida

Oligochaeta

- Tubifex spec.*
- Stylaria lacustris* (L.)

Hirudinea

- Erpobdella octoculata* (L.)
- Glossosiphonia heteroclita*
- Theromyzon tessulatum*

Mollusca

Bivalvia

- Pisidium spec.* (C. PFEIFFER 1821)
- Anodonta cygnea* (L. 1758)

Gastropoda

- Bathyomphalus contortus* (L. 1758)
- Planorbarius corneus* (L. 1758)
- Valvata piscinalis piscinalis* (O.F. MÜLLER 1774)
- Valvata cristata* (O. F. MÜLLER 1774)
- Valvata pulchella* (STUDER 1820)
- Lymnaea stagnalis* (L. 1758)
- Radix ovata* (DRAPARNAUD 1801)
- Radix peregra* (O. F. MÜLLER 1774)
- Galba truncatula* (O. F. MÜLLER 1774)
- Stagnicola glabra* (O. F. MÜLLER 1774)
- Stagnicola turricula* (HELD) sensu JAKKIEWICZ

Crustacea

Cladocera

- Alona costata*
- Bosmina longirostris*
- Daphnia longispina* (O. F. MÜLLER)
- Daphnia pulex*
- Pleuroxus uncinatus*
- Pseudochydorus globosus*
- Simocephalus vetulus*

Copepoda

Diaptomidae

- Eudiaptomus vulgaris* (SCHMEIL)

Cyclopidae

- Eucyclops serrulatus*
- Megacyclops viridis* (JURINE)
- Argulus foliaceus* (L.)

Ostracoda

- Candona candida*
- Cypria ophthalmica*
- Cypridopsis vidua*

Isopoda

- Asellus aquaticus* (L.)

Arachnida

Acari

- Hydrachnella spec.*

Araneidae

- Gen. spec.*

Insecta

Collembola

- Isotoma viridis*
- Sminthurides aquaticus* (BOURL.)

Ephemeroptera

- Caenis horaria* (L.)
- Cloeon dipterum* (L.)

Odonata (Arten mit Schlupfnachweis nach MÖLLER, 1983 und mdl. Mitt. PITZKE, 1988)

- Pyrrosoma nymphula* (SULZER 1776)
- Ischnura elegans* (VANDERLINDEN 1820)
- Coenagrion puella* (L. 1758)
- Enallagma cyathigerum* (CHARPENTIER 1840)
- Lestes sponsa* (HANSEMANN 1823)
- Erythromma najas* (HANSEMANN 1823)
- Aeschna cyanea* (MÜLLER 1764)
- Anax imperator* (LEACH 1815)
- Sympetrum vulgatum* (L. 1758)
- Sympetrum flaveolum* (L. 1758)
- Sympetrum striolatum* (CHARPENTIER 1840)
- Sympetrum danae* (SULZER 1776)
- Libellula depressa* (L. 1758)
- Libellula quadrimaculata* (L. 1758)

Megaloptera

- Sialis lutaria* (L.)

Thysanoptera

- Gen. spec.*

Heteroptera

- Hydrometra stagnorum* (L.)
- Corixa punctata* (ILLIG.)
- Sigara striata* (L.)
- Notonecta glauca* (L.)
- Nepa rubra* (L.)
- Gerris lacustris* (L.)

Aphioidea

- Gen. spec.*

Cicadina

- Gen. spec.*

Hymenoptera

Formicidae

- Gen. spec.*

Ichneumonidae

- Gen. spec.*

scruae

iscus marginalis (L.)
abus bipustulatus (L.)
lius sulcatus (L.)
trophorus spec.
aticus stagnalis
cophilus variegatus (GERM.)
ius ater (DAG.)
terus spec.
iptodytes spec.
ymbetes fuscus (L.)
rophilidae
cobius minutus (L.)

olidae

iplus ruficollis
iplus heydeni (WEHNKE)

tera

rophilidae

abolia spec.
unephilus spec.

roptilidae

1. *spec.*

roceridae

ripsodes cinereus
retis furva

era

ridae

1. *spec.*

rodidae

1. *spec.*

romyidae

1. *spec.*

cera

ropogonidae

1. *spec.*

romomidae

1. *spec.*

ridae

1. *spec.*

beridae

oborus spec.

lae

2 *spec.*

liidae

ulium spec.

BRATA

no gairdneri (RICHARDSON, 1836)*
ilus rutilus (L., 1758)
caspius delineatus (Heckel, 1843)
ciscus cephalus (L., 1758)*
xinus phoxinus (L., 1758)*
ca tinca (L., 1758)
io gobio (L., 1758)
deus sericeus amarus (BLOCH, 1782)
assius auratus (L., 1758)
rinus carpio (L., 1758)
macheilus barbatus (L., 1758)*
ca fluviatilis (L., 1758)
rc lucius (L., 1758)
terosteus aculeatus (L., 1758)

zeichnete Fischarten sind im Untersu-
ewässer inzwischen restlos oder nahezu
rben.

Rana esculenta – Komplex – (Arten nicht nä-
her bestimmt)

Rana temporaria (L., 1758)

Bufo bufo (L., 1758)

Triturus alpestris (LAURENTI)

Triturus vulgaris (L., 1758)

Triturus cristatus (LAURENTI)

Salamandra salamandra (L., 1758)

Reptilia

Chrysemys picta (SCHNEIDER, 1773)

Lacerta vivipara (JACQUIN)

Natrix natrix (L., 1758)

Aves

Ardea cinerea (L., 1758) – (Nahrungsgast)

Anas platyrhynchos (L., 1758) – (Brutvogel)

Gallinula chloropus (L., 1758) – (Brutvogel)

Mammalia

Neomys fodiens (Pennant, 1771)

3.2. Nahrungsangebot

Die Ergebnisse der 1984 und 1985 durchgeführten Zooplankton und Makrobenthosuntersuchungen sind in Tabelle 9 sowie in Abbildung 13 zusammengefaßt. Tabelle 9 zeigt die Anzahl der wichtigsten gefangenen Tiergruppen pro Fangintervall, nach Methoden getrennt. Der obere Tabellenteil zeigt die mit der Planktonnetzpumpe ermittelte Zahl der Zooplanktonorganismen in Tiere pro 500 Liter, der untere Teil zeigt die mit den Boden netzen gewonnenen Anzahlen der Benthostiere pro Quadratmeter (vgl. Kap. B.3.2.).

Das Zooplankton setzte sich hauptsächlich aus Rotatorien, Cladoceren und Copepoden zusammen. Die Individuendichten waren mit 497, 239 bzw. 103 Tieren pro 500 Liter sehr niedrig. Bei den Benthosorganismen bildeten die Ostracoden und Oligochaeten die höchsten Individuendichten mit 7727 bzw. 6673 Tieren pro Quadratmeter, gefolgt von Hirudineen und Gastropoden mit mittleren Dichten von bis zu 373 Tieren pro Quadratmeter und verschiedenen Insektenlarven mit geringen Dichten von 22 bis zu 178 Tieren pro Quadratmeter, wobei hier die Chironomidenlarvendichten deutlich höher lagen als die der Ephemeroptern- bzw. Coleopterenlarven.

Zwei Ergebnisse werden aus Tabelle 9 offensichtlich. Die Individuendichten der gefundenen Tiergruppen zeigten sowohl in beiden Untersuchungsjahren als auch zwischen den beiden Bachbereichen mit niedriger bzw. hoher Fischdichte zum Teil erhebliche Unterschiede. 1985 waren fast bei allen Taxa höhere Dichten als 1984 zu verzeichnen. Dieser Unterschied läßt sich wahrscheinlich als natürliche Schwankung erklären.

In Abbildung 10 ist nun das Gesamtnahrungsangebot der Fische unter einem Quadratmeter Wasserfläche pro Fangintervall zusammengefaßt, soweit das mit den verwendeten Methoden möglich ist. Es sind sowohl die Jahresmittelwerte als auch jahreszeitliche Mittelwerte aufgetragen. Diese Abbildung zeigt das Nahrungsangebot in Absolutwerten für beide Fangjahre und Gewässerabschnitte. Die verschiedenen Taxa wurden entsprechend ihrer Bedeutung als Fischnahrung zu drei großen Gruppen zusammengefaßt (Tab. 10), die im Kapitel über die Nahrungsuntersuchungen wieder auftauchen (vgl. Kap. C.4.6.). Dadurch sind direkte Vergleiche zwischen Nahrungsangebot und -nutzung möglich.

Tabelle 9

Zooplankton und Makrobenthos 1984/1985 bei geringer (A2) und hoher (B1) Fischdichte.

	1984		1985	
	A2	B1	A2	B1
	T/500 l	T/500 l	T/500 l	T/500 l
Zooplankton				
Cladocera	143,5	33,7	239,1	47,2
Copepoda	90,6	24,9	102,8	29,8
Rotatoria	307,9	126,2	497	341,4
Ciliata	-	7,6	0,4	8,6
Σ	542	192,4	839,3	427
Makrobenthos				
Tiergruppe	T/m ²	T/m ²	T/m ²	T/m ²
Ephemeroptera	60	3,6	94,8	4,5
Coleoptera	40	5,7	22,1	3,3
Chironomidae	87,2	12,1	53,3	177,9
Ostracoda	3972,6	127,8	7727	9,7
Gastropoda	167,2	27,8	302,7	11
Bivalvia ¹⁾	70	0,7	163,7	0,7
Hirudinea	295,8	18,6	372,9	18,2
Oligochaeta	2113,5	219,2	6673,4	578,3
sonstiges ²⁾	105,8	15,7	127,4	12,3
Σ	6912,1	431,2	15537,3	815,9

- 1) ohne *Anodonta cygnea* (L.)
 2) *Odonata*, *Trichoptera*, *Ceratopogonidae*, *Culicidae*, *Sialis lutaria*, *Policelis nigra*

Abbildung 10 zeigt anschaulich den drastischen Unterschied der Individuendichten zwischen den Abschnitten hoher und niedriger Fischdichte. Hier wird der erhebliche Einfluß deutlich, den hohe Fischdichten durch Fraß auf die Wirbellosenfauna eines Gewässers ausüben. Im Jahr 1984, wo die Individuendichten von Benthos und sonstigen Wassertieren bei geringer Fischdichte nur halb so hoch waren wie 1985, blieben im Abschnitt mit hoher Fischdichte von einigen Taxa nur wenige Individuen pro m² übrig (Tab. 9). Obwohl die Anzahl gefangener Tiere bei geringer Fischdichte 1985 ungefähr doppelt so hoch war wie 1984, war doch die Mengenverteilung auf die drei Gruppen in beiden Jahren sehr ähnlich, wenn es auch jahreszeitlich geringfügige Unterschiede gab. Die eindeutig individuenreichsten Tiergruppen waren die unter „Benthos“ und „sonstige Wassertiere“ zusammengefaßten Insektenlarven, Ostracoden, Mollusken und Anneliden. Die Zooplanktondichten unterschieden sich in beiden Untersu-

Tabelle 10

Zusammenfassung von Tiergruppen in der Abb.10
 Lv. = Larven

Zooplankton	Benthos	sonstige Wassertiere
Cladocera	Ephemeroptera Lv.	Odonata Lv.
Copepoda	Coleoptera Lv.	Trichoptera Lv.
Rotatoria	Chironomidae Lv.	Diptera Lv.
Ciliata	Ostracoda	Mollusca Annelida

chungen Jahren kaum (Abb. 10), so daß anzunehmen ist, daß aufgrund des langsam fließenden Wassers und der übrigen Gewässerstruktur keine höheren Planktondichten möglich waren.

4. Fischbestand

4.1. Istzustand 1983

Der seit Bestehen des Untersuchungsgewässers vorhandene Fischbestand wurde 1983 erstmals gründlich analysiert. Nur der Stichlingsbestand wurde schon 1982 untersucht (SCHAUMBURG, 1983). Das Leerpumpen des Sütteiches und die Elektrofischerei in den übrigen Gewässerabschnitten brachten das in Tabelle 11 zusammengefaßte Ergebnis.

Tabelle 11

Ergebnis der Nutzfischbefischung 1983

Fischart	Anzahl	Gewicht/kg
Karpfen	66	60,1
Schleie	78	1,7
Rotaugen	2124	63,7
Goldfisch	681	19,8
Döbel	1	0,3
Barsch	1	0,05
R. Forelle	120	20,4
Σ	3071	166,05

Dem Gewässer wurden über drei Zentner Nutzfische in 3072 Individuen entnommen. Die Hauptbiomasse bildeten dabei die Rotaugen und Karpfen mit jeweils über einem Zentner Gewicht, gefolgt von Goldfischen und Regenbogenforellen mit jeweils 20 kg. Eine geringere Rolle spielten Schleien; Döbel und Barsch waren mit nur jeweils einem Exemplar vertreten. Von den Karpfen wogen die fünf schwersten zusammen schon 23,4 kg, der schwerste wog 7,8 kg und war 70 cm lang. Die Auswirkungen, die ein solcher Fisch auf die Wasserqualität haben kann, wurden in einem Versuch getestet, der hier kurz beschrieben werden soll. In ein Betonbecken von ca. 60³m Rauminhalt wurde der erwähnte schwerste Karpfen eingesetzt. Das Becken war schon länger mit Wasser gefüllt und der Boden mit einer etwa 20 cm dicken Bodenschicht bedeckt. Das Wasser war stets klar und bis zum Boden (1,80 m tief) durchsichtig. Vor und 24 Stunden nach dem Einsatz des Karpfens wurden PH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung gemessen. Das Ergebnis war folgendes:
 PH-Wert: Anstieg von 6,8 auf 7,5
 Leitwert: Anstieg von 170 mS auf 220 mS
 Trübung: Anstieg von 0 ppm auf 22 ppm (undurchsichtig braun)

Barsch, Döbel und Forellen wurden restlos aus dem Untersuchungsgewässer entfernt; Stichlinge wurden dem Gewässer nicht entnommen, sie stellen ja eine der zu untersuchenden Kleinfischarten dar und sollten gefördert werden.

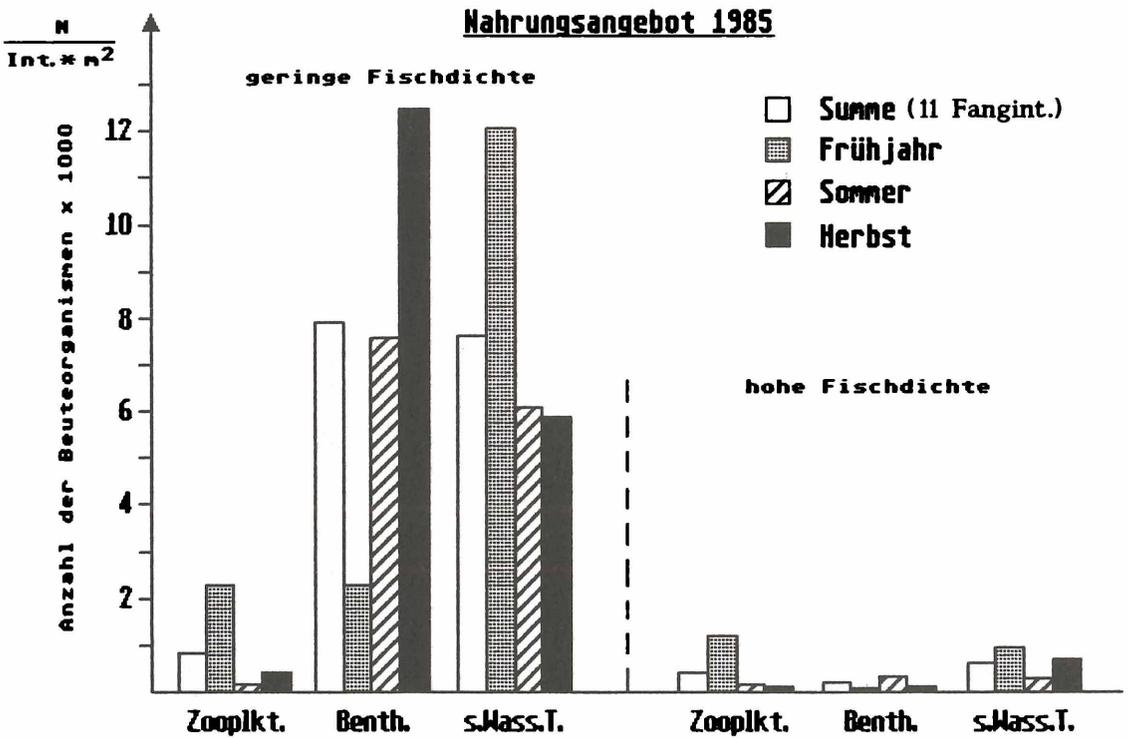
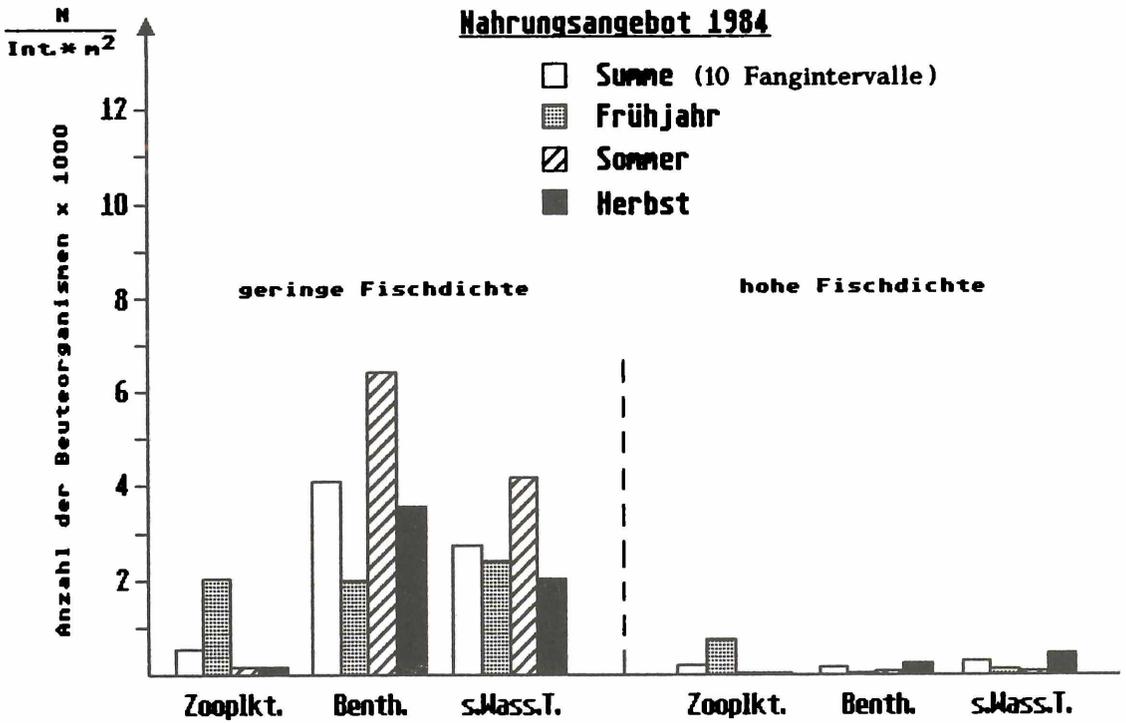


Abbildung 10

Nahrungsangebot 1984 und 1985 bei geringer (A2) und hoher (B1) Fischdichte; Anzahl / Fangintervall und m^2 .

4.2. Kleinfischbesatz

Im Frühjahr und Herbst 1984 sowie im Frühjahr 1985 wurden Besatzmaßnahmen mit folgenden Kleinfischarten durchgeführt:

Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch, 1782)
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)
Gründling	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)
Bachschmerle	<i>Noemacheilus barbatulus</i> (Linnaeus, 1758)

Außerdem wurden Teichmuscheln *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) eingesetzt, um den Bitterlingen die Fortpflanzung zu ermöglichen. Die genauen Besatzzahlen sowie die Zeiten und Orte der Durchführung sind in Abb. 11 zusammengefaßt.

Der Bitterlingsbesatz verschwand innerhalb von zwei Wochen vollständig aus dem Aussetzungsabschnitt A2. Aus diesem Grund wurden insgesamt 87 Teichmuscheln aus diesem Abschnitt nach B3 in den Süchteich umgesetzt, um den vermutlich dorthin abgewanderten Bitterlingen die Fortpflanzung zu ermöglichen. Das ganze Jahr 1984 wurden keine Bitterlinge mehr beobachtet oder gefangen. Deshalb wurde im Frühjahr 1985 ein erneuter Besatzversuch mit Bitterlingen und Teichmuscheln im Abschnitt B3 versucht.

Moderlieschen und Elritzen wurden nur einmal in einer größeren Startanzahl ausgesetzt, um deren Entwicklung dann weiterzuverfolgen. Der Besatz mit wenigen Bachschmerlen, Gründlingen und Elritzen im Herbst 1984 war ein versuchsweiser Nebenbesatz.

Insgesamt wurden 690 Kleinfische und 350 Teichmuscheln in das Untersuchungsgewässer eingesetzt (Abb. 11).

4.3. Populationsentwicklungen

Die in den Abschnitten A2 und A3 ausgesetzten Kleinfische verließen diese Bereiche bis auf einen Schwarm Moderlieschen (17 Stück) innerhalb von zwei Wochen und entwickelten sich in Abschnitt B weiter. Zunächst jedoch blieben die Moderlieschen für drei Monate und die Bitterlinge für den Rest des Jahres 1984 verschwunden. Die Entwicklung des gesamten Fischbestandes und des Muschelbestandes ist in Tabelle 12 zusammengefaßt. Diese Daten sind das Ergebnis aus 202 Tagesbeobachtungen und Elektrofischungen.

Stichling:

Die seit Bestehen des Untersuchungsgewässers vorhandenen Stichlinge vermehrten sich rasant. BEYER ermittelte erstmals 1978 einen Bestand von 90 000 Individuen im Jahresdurchschnitt (BEYER, 1981). 1982 wurden von mir 82 500 Stichlinge geschätzt, danach ging der Bestand Jahr für Jahr zurück und erreichte seinen Tiefstand im Jahr 1986 mit 25 000 Individuen. 1987 war wieder ein leichter Anstieg auf 33 000 Tiere zu verzeichnen, für 1988 wird auch ein Bestand um 30 000 Individuen geschätzt. Damit schwankt der Stichlingsbestand seit 1984 um eine Individuenzahl von 30 000 Tieren und wird sich vermutlich auf diesem Niveau halten, wenn im Untersuchungsgewässer keine gravierenden Veränderungen stattfinden (Tab. 12).

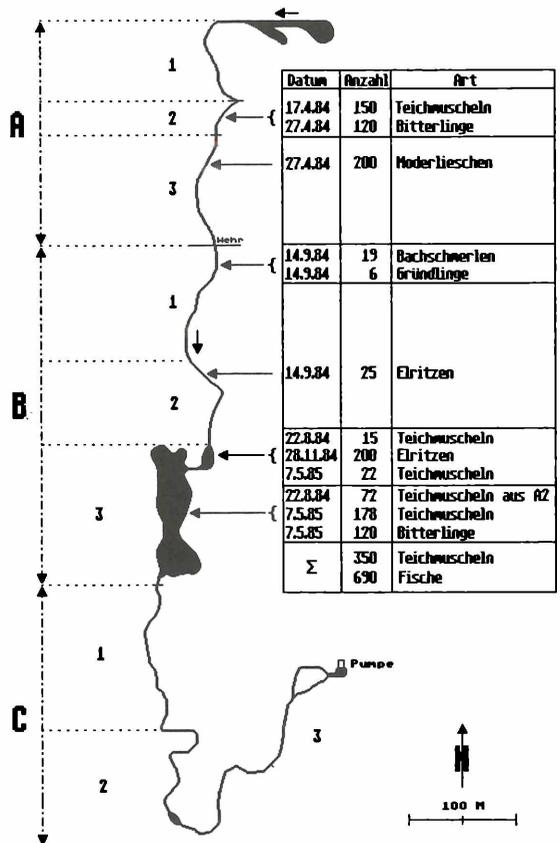


Abbildung 11

Kleinfisch- und Teichmuschelbesatz

Tabelle 12

Bestandsentwicklung Kleinfische und Teichmuscheln,

- Art nicht vorhanden
- ? Individuenzahl unbekannt
- 0 Art bis auf Einzelindividuen verschwunden
- () nur Individuen über 40 cm Länge

Fischart	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
Stichling	82.500	55.000	33.000	33.000	25.000	33.000	30.000
Moderlieschen	-	-	10.000	100.000	300.000	300.000	300.000
Bitterling	-	-	120	3700	6000	30.000	35.000
Gründling	-	-	6	10	60	100	100
Elritze	-	-	225	10	0	0	0
Bachschmerle	-	-	19	3	0	0	0
Summen	82.500	55.000	43.370	136.723	331.060	363.100	365.100
Rotauge	?	2124	500	2000	3500	4000	4000
Goldfisch	?	681	500	1000	2000	2000	2000
Karpfen	?	66	?	(5)	(10)	(15)	(20)
Schleie	?	78	?	50	100	200	300
Döbel	?	1	0	0	0	0	0
Barsch	?	1	0	0	0	0	0
R. Forelle	?	120	0	0	0	0	0
Hecht	-	-	?	?	1	4	4
Summen	?	3071	1000	3055	5611	6219	6324
Gesamtsummen	82.500	58.071	44.370	139.778	336.671	369.319	371.424
Teichmuschel	-	-	87	287	687	2290	10.305

Moderlieschen:

Erst Ende Juli 1984 wurden die ersten juvenilen Moderlieschen registriert. Die Moderlieschen entwickelten noch im Jahr 1984 einen Bestand von 10 000 Individuen. 1985 war das Moderlieschen mit 100 000 Tieren schon die individuenreichste Fischart des gesamten Gewässers. 1986 stieg der Bestand noch weiter auf 300 000 Tiere an. Bis heute hat sich an dieser Zahl nichts verändert, was

wohl ein Erreichen der Kapazitätsgrenze des Gewässers für diese Art bedeutet (vgl. Kap. C.4.5. und C.4.7.).

Bitterling:

1984 war weder bei den Bitterlingen noch bei den Teichmuscheln eine Fortpflanzung festzustellen. Vermutlich kam der Muschelbesatz in den Süchteich für die relativ kurze Laichzeit der Bitterlinge zu spät, da sich die frisch eingesetzten Muscheln zunächst tiefer in das Substrat eingruben und in dieser Eingewöhnungsphase nicht für die Eiablage von Bitterlingen zur Verfügung standen. Auch für die Muscheln selbst, die in abgeschlossenen stehenden Gewässern im Allgemeinen zwittrig leben, kam ihr Einsatz in das Untersuchungsgewässer für eine erfolgreiche Vermehrung zu spät, da sie ihre von Dezember bis März aus bis zu 400 000 Eiern gebildeten Glochidien wahrscheinlich schon abgegeben hatten (WESENBERG-LUND, 1939).

Erst der 1985 rechtzeitig getätigte zusätzliche Bitterlings- und Muschelbesatz führte zu einer ersten erfolgreichen Fortpflanzung der Bitterlinge. Der Bestand erreichte noch in diesem Jahr eine Individuenzahl von 3700. Im Jahr 1986 erhöhte er sich auf 6000 Tiere und erst 1987, nachdem ein großer Teil der Jungfische von 1985 geschlechtsreif war, gab es eine Verfünfachung des Vorjahresbestandes auf 30000 Individuen. Aus später erläuterten Gründen wird auch hier vermutet, daß damit die Lebensraumkapazität des Gewässers für die Bitterlingspopulation nahezu erreicht ist. Für 1988 wird höchstens eine geringe Steigerung auf 35000 Individuen erwartet, eher wird eine Stagnation vermutet (vgl. Kap. C.4.5.).

Auch bei den Teichmuscheln konnten 1985 erstmalig Jungtiere festgestellt werden. Diese waren 24 mm lang und hatten sich eindeutig im Untersuchungsgewässer entwickelt, da die kleinsten Individuen des Besatzes 45 mm lang waren. Der Muschelbestand hat sich langsam aber stetig vermehrt. Aus den bis 1985 in B3 eingesetzten 287 Tieren sind bis heute über 10000 geworden. Das entspricht einer Steigerung der durchschnittlichen Dichte von anfangs einem Tier pro 40 m² auf heute mindestens 3 Tiere pro m² (vgl. Kap. C.4.5.).

Sonstige Kleinfische:

Bachschmerlen und Elritzen haben sich nicht im Untersuchungsgewässer vermehrt. Beide Arten kann man als ausgestorben betrachten. Von den im Herbst 1984 eingesetzten 225 Elritzen waren die meisten schon im Frühjahr 1985 bis ins Pumpenbecken den Bach hinuntergewandert. Nur 10 Tiere waren noch etwas länger im Abschnitt C2 zu beobachten. Ab 1986 wurde keine Elritze mehr registriert. Wahrscheinlich ist der ganze Besatz im Winter 1985 im Pumpenbecken ausgestorben.

Von den Bachschmerlen wurden 1985 noch 3 im Abschnitt B beobachtet. 1986 wurde ein Exemplar im Pumpenbecken gefangen. 1988 tauchten 2 Individuen beim Leerpumpen des Abschnittes B1 für eine Baumaßnahme auf. Es ist zu vermuten, daß sich noch vereinzelt Bachschmerlen im Untersuchungsgewässer aufhalten. Eine Fortpflanzung wurde bis heute nicht registriert und ist aus den gleichen Gründen wie bei den Elritzen auch nicht zu erwarten.

Die Gründlinge haben sich im Untersuchungsgewässer gehalten und sogar leicht vermehrt. Aus nur

sechs im Jahr 1984 ausgesetzten Tieren sind inzwischen 100 Tiere im Abschnitt B geworden. Diese Vermehrungsrate ist für eine relativ unempfindliche Karpfenfischart nicht gerade als hoch zu bezeichnen.

Nutzfischbestand:

Der Nutzfischbestand war bis 1983 nahezu unbekannt. Die Zahlen für 1984 in Tabelle 12 entsprechen dem Abfischergebnis in Tabelle 11. Vor allem die Rotaugen und Goldfische haben sich nach dem Abfischen sehr schnell wieder vermehrt und schon zwei Jahre später ihre Populationsgrößen von 1983 erreicht bzw. übertroffen. Karpfen und Schleien vermehrten sich auch, aber sehr viel langsamer als die vorher genannten Arten. Nach weiteren zwei Jahren hatten Rotaugen und Goldfische bereits wieder ihre Bestände von 1985 auf 4000 bzw. 2000 Individuen verdoppelt und damit wahrscheinlich die Grenzen der Lebensraumkapazität erreicht. Der Schleienbestand war bis 1987 auf 200 Tiere gestiegen und wird in diesem Jahr vermutlich weiter ansteigen. Der Karpfenbestand ist sehr schwer zu ermitteln. Es wurden 1987 wieder bis zu 15 größere Karpfen beobachtet. Wieviele kleinere Karpfen noch vorhanden sind, könnte nur durch Leerpumpen des Süchteiches ermittelt werden. Der Kleinfischbestand hat sich seit 1982 vervierfacht, der Nutzfischbestand ist im Moment mit über 6300 Tieren mehr als doppelt so hoch wie 1983. Im Abschnitt B ist die Fischdichte auf fast 100 Fische pro m³ Wasser angestiegen.

4.4. Räuber und Parasiten

Die einzige überwiegend fischfressende Raubfischart im Untersuchungsgewässer war der Hecht, von dem bis heute 4 Exemplare von bis zu 40 cm Länge beobachtet wurden.

Auch Karpfen können sich als Klein- bzw. Jungfischräuber betätigen, wie mehrmalige Funde von bis zu 4 cm langen Stichlingen in Karpfendärmen beweisen (vgl. Kap. C.4.6.). Der Räubereffekt dürfte aber auch hier vernachlässigbar sein.

Als weitere Kleinfischräuber waren im Untersuchungsgewässer die verschiedenen Amphibienarten und die Ringelnatter, die wenigstens auf Jungfische einen Effekt ausüben könnten, sowie die Wasser-spitzmaus *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) und als Nahrungsgast der Fischreiher vorhanden. Dieser wurde mehrmals beobachtet, wie er in einem flachen Bachabschnitt stand und an die Wasseroberfläche steigende Moderlieschen erbeutete.

Ein quantitativer Effekt aller dieser Räuber auf die Fischbestände konnte nicht beobachtet werden.

Die häufigsten beobachteten Parasiten an den Kleinfischen waren Karpfenläuse *Argulus foliaceus* L. und die Glochidien der Teichmuscheln. Der Argulusbefall war über den gesamten Untersuchungszeitraum zu beobachten. Regelmäßig war ein Großteil der Stichlinge befallen. Bis zu zwölf dieser Parasiten konnten an einem Stichling gezählt werden. Die Größe der Karpfenläuse an den einzelnen Fischen erschien sehr einheitlich. Von den Kleinfischen hatten die Moderlieschen und die Bitterlinge deutlich weniger Karpfenlausbefall als die Stichlinge (Tab. 13).

Der Glochidienbefall war bei den Kleinfischen ähnlich ausgeprägt wie der Karpfenlausbefall. Hier waren Stichling und Bitterling am häufigsten, die Moderlieschen dagegen weniger betroffen (Tab.13).

Von den Nutzfischen waren Karpfen, Schleien und Rotaugen weniger befallen. Von Ende April bis Anfang Juli war jeweils ein Glochidienbefall bei den Fischen zu beobachten. Die parasitäre Phase der Teichmuschelglochidien am Wirtsfisch dauert je nach Wassertemperatur zwischen 20 und 80 Tagen (WESENBERG-LUND, 1939).

Tabelle 13

Parasitenbefall des Fischbestandes

- ++ starker Befall
- + geringer Befall
- kein Befall

	Argulus	Glochidien
Stichling	++	++
Bitterling	+	++
Moderlieschen	+	+
Gründling	++	-
Schleie	++	+
Karpfen	++	+
Rotauge	+	+
Goldfisch	+	-

4.5. Laichzeiten, Reproduktion, Revierstruktur und Revierverhalten

In diesem Kapitel bietet es sich an, die eigenen gefundenen Ergebnisse und Beobachtungen direkt den wenigen bisher vorliegenden Literaturdaten gegenüberzustellen und zu kommentieren. Defizite und Neuigkeiten kommen so klarer heraus. Es wird daher ausnahmsweise nicht die klare Trennung von Ergebnissen und Diskussion beibehalten. Wesentliche Ergebnisse werden aber in Kapitel D. noch diskutiert.

Tabelle 14 zeigt eine zusammenfassende Gegenüberstellung von Literaturangaben und Eigenbeobachtungen einiger Parameter (vgl. Tab. 15, 16 und 18). Bei Besprechung der einzelnen Fischarten wird auf diese Daten näher eingegangen.

4.5.1. Stichling

Der Stichling hat als Paradeversuchstier der Verhaltensforschung Wissenschaftsgeschichte gemacht. Sein Laich- und Brutpflegeverhalten ist in zahlreichen Veröffentlichungen hinreichend beschrieben

Tabelle 14

Reproduktion, Revierdichte und max. Revierzahl

L: Literaturangaben (vgl. Tab. 15, 16 und 18)

U: Untersuchungsgewässer

1) je nach Pflanzenbedeckung

	Eier/♀		Eier/Gelege		max. Reviere/m ²		max. Revierzahl
	L	U	L	U	L	U	U
Stichling	60-4000	-200	300-1000	30-300	4	2	1650
Moderlieschen	80- 150	50-140	-	50-350	-	3	6600 ¹⁾
Bitterling	40- 100	30- 40	12- 100	6- 80	-	3	10305

(z.B. WUNDER, 1936; TINBERGEN, 1952; MÜNZING, 1975; WOOTTON, 1976 u.v.a.). Nach wie vor herrscht jedoch ein großes Defizit an Erkenntnissen über Populations- und Revierstruktur sowie Reproduktionsraten in Freilandpopulationen. Gerade Freilandbeobachtungen lassen oft ein völlig neues Bild über eine Art zu, deren Lebensweise bisher überwiegend aus Laboruntersuchungen bekannt ist. So können hier einige für die Populationsentwicklung wichtige Faktoren ergänzt werden.

Die Literaturangaben für die Eizahl pro ♀ variieren von 60-4000 (vgl. Tab. 15). Viele Autoren geben überhaupt keine Eizahl bei der Beschreibung der Art an (z.B. STERBA, 1975; MÜNZING, 1975; LADIGES, 1979), manche nur eine nicht näher erklärte „von-bis-Angabe“ wie 100-4000 (z.B. MUUS & DAHLSTRÖM, 1981; TEROFAL, 1978). Hier fehlen z.B. außerdem Angaben darüber, auf welche Unterart des Stichlings sich die Zahlen beziehen oder ob bei der Unterart *G. aculeatus leiurus* die Küstenform oder die Binnenform gemeint ist. Weiterhin ist nicht erklärt, ob die Zahlen für ältere oder junge Weibchen gelten und ob es sich um eine einmalige Eiproduktion handelt oder ob die Zahlen Gesamtwerte für die ganze Laichperiode darstellen.

Die genauesten Angaben für den Binnenstichling sind bei DECKERT (1976) und PAEPKE (1983) zu finden. DECKERT (1976) berichtet über eine Gesamteizahl pro ♀ von 500 Stück, die über die gesamte Laichperiode hinweg in 5 bis 6 Ablaihvorgängen abgelegt werden. So kommen auf ein adultes Individuum pro Jahr 320 Jungfische. PAEPKE (1983) nennt Zahlen von 30-40 Eiern pro ♀ für junge Stichlinge und 400 Eiern für ältere. Im Labor war die durchschnittliche Eiproduktion 800 Eier pro ♀, maximal wurden bis 1475 Eier registriert, die auch hier bei mehrmaligem Ablaihen gelegt wurden.

Diese Zahlen scheinen der Realität am nächsten zu kommen. Auch in meiner Untersuchung wurden bis zu 200 Eier pro ♀ gefunden. Bei mehrmaligem Ablaihen entspräche dies einer Gesamtproduktion von ca. 500-800 Eiern während einer Laichzeit, je nach Alter und Größe der ♀♀.

Auch bei der Anzahl der Eier pro Nest und ♂ sind die Angaben sehr unterschiedlich oder nicht vorhanden (vgl. Tab. 15). Die Zahlen schwanken zwischen 300 und 1000 Eiern. Ich fand zwischen 30 und 300 Eier pro Nest, also eine wesentlich geringere Zahl als unter Laborbedingungen. Die durchschnittliche Anzahl frischgeschlüpfter Jungfische schwankte zwischen 50 und 70 Individuen pro Nest, selten waren es einmal 100 Jungfische.

Tabelle 15

Literaturangaben zum Stichling; R = Reviere

Autor	Eier/♀	Eier/Gelege	Laichzeit	Alter	R/m ²
Schindler, 1975	60-120	-	3-6	-	-
Bauch, 1966	80-120	-	4-6	3	-
Mann, 1971	-	-	-	-	4
Maitland, 1972	-	-	5-6	-	-
Bacmeister, 1975	60-120	2-3 ♀♀	4-6	3	-
Münzing, 1975	-	einige 100	-	-	-
Sterba, 1975	-	mehrere ♀♀	4-6	-	-
Deckert, 1976	500	je ♀ 5-6mal ablaichen, bis 9 ♀/Nest	3-7	2-3	-
Wootton, 1976	juv. 20-30 ad. 300-400	je ♀ öfter im 5-täg. Abst.	3 Mon.	1-3	4
Terofal, 1978	100-4000	-	3-7	-	-
Ladiges, 1979	-	mehrere ♀♀	3-7	-	-
Gaumert, 1981	-	-	5-6	-	-
Muus et al., 1981	100-4000	300-1000	3-7	-	-
Paepke, 1983	juv. 30-40 ad. bis 400 Lab. bis 800 max. 1475	♀♀ laichen bis 20mal in 60 Tagen	-	3	bis 1

Es ist jedoch denkbar, daß durch Selbstregulationsmechanismen sowohl die Eizahl pro ♀ als auch die Zahl der ablaichenden ♀ pro Nest je nach Individuendichte im Freiland starken Schwankungen unterliegt. Die Zahlen für beide Parameter waren hier deutlich niedriger als bei den genannten Literaturdaten, denen überwiegend Laboruntersuchungen zugrunde liegen.

Angaben über die Revierdichte fanden sich nur bei PAEPKE (1983), MANN (1971) und WOOTTON (1976). PAEPKE (1982b, 1983) berichtet von verschiedenen Gewässern in Deutschland über sehr unterschiedliche Dichten. Die Spanne reicht von 1 ♂/10 m² bis 1 ♂/m². MANN (1971) registrierte bis zu 4 Exemplare/m², allerdings geht aus dieser Angabe nicht hervor, ob hier eine einfache Besiedlungsdichte oder eine Revierdichte gemeint ist. Der von WOOTTON (1976) experimentell ermittelte Mindestabstand zwischen zwei Nestern betrug zwischen 0,3 und 0,5 m bei einer Minimalreviergröße von 0,4 x 0,4 m, was einer Revierdichte von 4/m² entspricht.

Die von PAEPKE (1982, 1983) ermittelten Dichten erscheinen für natürliche Populationen realistisch, während die von MANN (1971) und WOOTTON (1976) nach meinen Beobachtungen für natürliche Verhältnisse sehr unwahrscheinlich sind.

Die von mir ermittelte Maximaldichte von Stichlingsrevieren betrug 2/m². Dabei variierte die Dichte noch mit der Strukturvielfalt im Untersuchungsgewässer. Die Maximaldichte wurde nur bei hoher Pflanzendichte beobachtet. In strukturarmen

Bachabschnitten wie dem betonierten Anteil von B2 waren die Reviere viel größer und lagen weiter auseinander. Dort wurde nur eine Dichte von 2 Revieren/3 m² registriert. Erst als sich im Laufe der Jahre eine dichtere Vegetation einstellte, rückten die Reviere wieder dichter aneinander. Dies entspricht den Beobachtungen von WUNDER (1930), der experimentell ermittelte, daß der Revierabstand durch das Vorhandensein bzw. Fehlen optischer Barrieren bestimmt wird.

Abbildung 12 verdeutlicht die Anordnung der Stichlingsreviere im Bach des botanischen Gartens. Die Stichlingsreviere befanden sich ausnahmslos an den Bach – bzw. Teichufer. Die Ausnutzung der flachen Uferregion brachte offensichtlich Vorteile für die Entwicklung der Eier durch die hier herrschenden höheren Wassertemperaturen. Da die Laichzeit schon im April begann und *Gasterosteus aculeatus leirus* seine Nester ausschließlich am Boden baute, war diese Neststandortwahl von besonderer Bedeutung (vgl. PAEPKE, 1983). Die Anordnung der Nester war stets alternierend, es befanden sich also nie Nester in direkt gegenüberliegender Uferposition. Zu Beginn der Laichzeit im April wurden die Reviere in dieser Form an den meisten Bachabschnitten besetzt und der Nestbau begonnen. Waren zu dieser Zeit an dem betreffenden Abschnitt schon genügend Strukturen wie abgestorbene Pflanzen vorhanden, wurden die Reviere in der Maximaldichte besetzt. An Abschnitten wo zu dieser Zeit die Wasserpflanzenentwicklung noch nicht so weit fortgeschritten war, bestand gu-

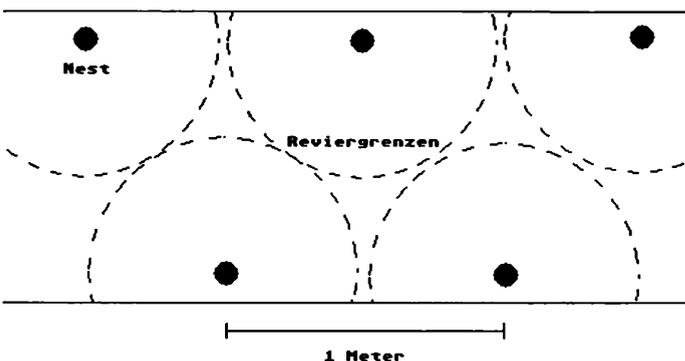


Abbildung 12

Stichlingsrevierdichte und -anordnung

ter Sichtkontakt zwischen den ♂♂, und die Reviere, die dort viel weiter auseinander lagen, wurden vehement verteidigt. Auch wenn die Vegetation im Laufe der Zeit zu – und die Sicht der Revier – ♂♂ damit abnahm, wurden die Reviere nicht wesentlich kleiner. Die Nestinhaber hatten sich an ihr Revier gewöhnt und kontrollierten die Grenzen. Dies ließ im allgemeinen keine weitere Reviergründung neben den schon bestehenden Revieren zu. Nur wo der Bach breiter als einen Meter war, kamen später vereinzelt noch neue Reviere hinzu.

Die geschilderten Verhältnisse trafen für den Gewässerabschnitt B mit hoher Fischdichte zu. In den Abschnitten A und C waren die Verhältnisse anders. Abschnitt A wies eine sehr geringe Fischdichte auf. Der Stichling, der sich als einzige Art dauernd in diesem Abschnitt aufhielt, hatte hier eine Revierdichte von einem Revier/3 m². Abschnitt C wies nur teilweise geeignete Stellen für Stichlingsreviere auf. So gab es in C3 keine und in C1 lediglich wenige Reviere. Eine annähernd hohe Revierdichte wie in Abschnitt B war in C2 vorhanden.

Durch die beschriebene Neststandortwahl ist die im Untersuchungsgewässer mögliche Revierzahl entscheidend von der zur Verfügung stehenden Uferlänge abhängig. Aufgrund der unterschiedlichen Verhältnisse in den verschiedenen Abschnitten und der verbleibenden für Reviere geeigneten Uferlänge wurde eine maximal mögliche Revierzahl von 1650 für das Untersuchungsgewässer ermittelt. Vielleicht wäre noch eine höhere Revierdichte möglich gewesen, wenn sich keine Bitterlinge im Gewässer befunden hätten. Besonders zur Bitterlingslaichzeit, wenn die Bitterlingsmännchen ihre rote Laichtracht trugen, war die Aufregung bei den Stichlingen sehr groß. Es konnten immer wieder Scheinangriffe von Stichlingsmännchen gegen Bitterlingsmännchen beobachtet werden, die jedoch sofort abbrachen, wenn der Stichling bemerkte, daß es sich nicht um einen Artgenossen handelte. Beim Auftauchen eines roten Bitterlinges schoß im ersten Moment der revierinhabende Stichling auf den vermeintlichen Konkurrenten zu und nahm die typische Drohhaltung ein, gab diese jedoch sofort nach Bemerkung seines Irrtums auf und kehrte zu seinem Nest zurück. Dieser Ablauf dauerte maximal 1,5 Sekunden.

Durch diese dauernde Störung wurden die Reviere besonders aufmerksam verteidigt, was die von WOOTTON (1976) im Labor ermittelte Revierdichte im Untersuchungsgewässer unmöglich machte.

Über den Beginn und die Dauer der Laichzeit des Stichlings liegen auch sehr unterschiedliche Angaben vor (vgl. Tab. 15). Einige Autoren (z.B.

DECKERT, 1976; MUUS & DAHLSTRÖM, 1981; TEROFAL, 1978 u.a.) geben Zeitspannen von März bis Juli, andere (z.B. BACMEISTER, 1975; STERBA, 1975; BAUCH, 1966 u.a.) von April bis Juni und wieder andere (z.B. MAITLAND, 1972; GAUMERT, 1981) von Mai bis Juni an.

Auch bei diesen Angaben fehlen Bemerkungen über die gemeinten Stichlingsunterarten. Sämtliche Angaben über den Beginn der Laichzeit im März beziehen sich wahrscheinlich auf die Meeresformen, die im März ihren Aufstieg in die Flußmündungen beginnen (PAEPKE, 1983). Die Dauer und der Beginn der Laichzeit ist sicher an die verschiedenen Bedingungen in den jeweiligen Laichgewässern angepaßt; die oben erwähnten Zeitspannen erscheinen mir jedoch soweit sie den Binnenstichling betreffen sollen, erheblich zu kurz. In Abbildung 13 ist die in dieser Untersuchung festgestellte Dauer der Laichperiode dargestellt.

Die Besetzung der Stichlingsreviere begann in jedem Jahr spätestens am 20. April. Die letzten Laichaktivitäten wurden Mitte September, das letzte Auftreten von frischgeschlüpften Jungfischen Ende September registriert. ♂♂ mit rotgefärbten Unterkiefern und Vorderbäuchen wurden vereinzelt sogar noch Anfang Dezember gefangen.

Die Hauptlaichaktivität fand von Anfang Mai bis Mitte Juli statt. In dieser Zeit wurden die meisten Jungfische registriert. Die restliche Zeit bis Ende September traten dann gleichmäßig viele Jungfische auf. Die Beobachtungen scheinen zu bestätigen, daß in der Hauptlaichzeit überwiegend ältere Stichlinge die Reviere besetzt halten und daß danach, wenn diese ihre Laichaktivität beendet haben, die jüngeren zum Zuge kommen. Die Laichzeit der Stichlinge erstreckte sich also mindestens über einen Zeitraum von vier Monaten (Abb. 13).

4.5.2. Moderlieschen

Beim Moderlieschen liegen über populationsökologische wichtige Parameter so gut wie keine Daten vor (Tab. 16). So fanden sich über die Eizahl/♀ nur zwei Angaben. GAUMERT (1981) nennt 80 Eier/♀, DECKERT (1976) gibt 150 Eier/♀ an. Keine Angaben liegen vor über die Anzahl der Eier/Gelege und die Revierdichte. Die meisten Angaben über die Dauer der Laichzeit terminieren diese auf die Monate April bis Mai (z.B. DECKERT, 1976; STERBA, 1975; LADIGES, 1979; SCHINDLER, 1975 u.a.), andere geben April bis Juni als Laichzeit an. GAUMERT (1981) gibt sogar März bis Mai an.

Nach meinen Beobachtungen erstreckte sich die Laichzeit im Untersuchungsgewässer von Juni bis

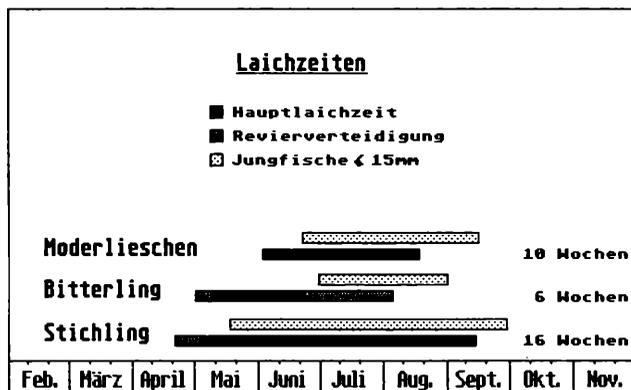


Abbildung 13

Laichzeiten Stichling, Moderlieschen, Bitterling

Tabelle 16

Literaturangaben zum Moderlieschen; R = Reviere

Autor	Eier/♀	Eier/Gelege	Laichzeit	Alter	R/m ²
Schindler, 1975	-	-	4-5	-	-
Bauch, 1966	-	-	4-6	4	-
Münzing, 1975	-	-	-	-	-
Sterba, 1975	-	-	4-5	-	-
Deckert, 1976	150	-	4-5	-	-
Ladiges, 1979	-	-	4-5	-	-
Gaumert, 1981	80	-	3-5	-	-
Muus et al., 1981	-	-	4-6	-	-
Brunken, 1985	-	-	4-5	-	-
Borchard, 1986	-	-	4-6	-	-

Mitte August. Frischgeschlüpfte Jungfische waren noch Anfang bis Mitte September zu beobachten (Abb. 13). Die Laichperiode begann also viel später und dauerte mit 10 Wochen auch wesentlich länger, als die zitierten Autoren angaben.

Wenn man das Laichverhalten der Moderlieschen genau beobachtet, wird schnell klar, warum dies so ist. Moderlieschen kleben ihre Eier an die Stengel und Blätter submerser Wasserpflanzen, die entweder bis zur Wasseroberfläche oder bis unterhalb der Oberfläche reichen. Wahrscheinlich hat diese Wahl des Brutplatzes für die Eier die gleichen Gründe, wie schon beim Stichling beschrieben wurde. Die oberflächennahen Bereiche sind wärmer als tiefere Regionen und immer genügend mit Sauerstoff angereichert.

Die Eizahl/♀ bewegte sich bei den Moderlieschen zwischen 50 und 140 je nach Größe der ♀♀. Pro Gelege wurden zwischen 50 und 350 Eier abgelegt. Wie bei den Stichlingen kommen auch bei den Moderlieschen die Eier mehrerer ♀♀ in einem Gelege zusammen. Wieviele Eier ein ♀ während der gesamten Laichzeit produziert, konnte noch nicht genau ermittelt werden. Enclosureversuche hierzu schlugen mangels einer geeigneten Markierungsmethode fehl. Einzelne Paare laichten weder in einem 0,8 m² großen, im Bach exponierten Enclosure noch im Aquarium ab. Die Einzelhaltung bedeutet offenbar zuviel Streß für einen Schwarmfisch. Während der Laichzeit konzentrierten sich die Moderlieschen an der Wasseroberfläche. Der ganze Sütteich schien aus einem einzigen am Laichgeschehen beteiligten Schwarm zu bestehen. Eine längere direkte Beobachtung von einzelnen ♀♀ war unmöglich. Dieses hektische Treiben im großen Schwarm schien aber nötig zu sein, damit die Moderlieschen ablaichen konnten.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß die Moderlieschen – ♀♀ ähnlich den Stichlingen – ♀♀ mehrmals ablaichten. Möglich ist aber auch, daß zuerst die älteren ♀♀ ablaichten und später die jüngeren, deren Gonaden als Folge intraspezifischer Mechanismen später heranreifen könnten; es erfolgte also vermutlich eher ein einmaliges Ablai-chen der Weibchen, was bei der Masse der Fische aus reichte, um über die beobachtete Laichperiode kontinuierlich Jungfische zu produzieren.

Das territoriale ♂ bewachte seinen Pflanzenstengel (hier fast ausschließlich *Potamogeton natans*) und besamte nacheinander die Eier von 1 bis 4 ♀♀. Die von den ♀♀ in langen Bändern an den Pflanzenstengel geklebten Eier wurden von dem Revier – ♂ nun laufend umgeben und bewacht. Zwischen-durch fand das vom Stichling bekannte Brustflos-

senfächeln an dem Gelege statt, häufiger und regelmäßiger wurde jedoch der eitrage Pflanzestengel mit der Schnauze angestoßen und bewegt (vgl. LADIGES, 1979; STERBA, 1975). Diesen Verhaltensweisen hat man immer die Versorgung der Eier mit Sauerstoff zugeschrieben. Neuere Erkenntnisse weisen wohl eher darauf hin, daß mit der Flossen oder Stengelbewegung eine Wasserbewegung erzeugt wird, die verhindert, daß sich Bakterienrasen auf den Eiern bilden, die diese dann verderben würden.

Das Stengelanstoßen war hervorragend dazu geeignet, die Revier dichte der Moderlieschen festzustellen, man brauchte nur die sich deutlich sichtbar, ruckartig bewegenden Stengel pro Flächeneinheit zu zählen. Es wurden maximal 3 Reviere/m² gezählt (Tab. 14). Die maximal mögliche Revierzahl ist unmittelbar von der Zahl der vorhandenen Laichpflanzen mit den oben beschriebenen Eigenschaften abhängig (Tab. 17).

1984 und 1985 wurden maximal 2 Reviere/m² gezählt. Der Bedeckungsgrad der Laichpflanzen, aber auch die Zahl der Moderlieschen, nahmen von Jahr zu Jahr zu. Ab 1986 war die Revierdichte 3/m², was für die 1986 und 1987 im Sütteich vorhandenen Bedeckung geeigneter Laichpflanzen eine maximal mögliche Revierzahl von 6600 ergab. Die Anzahl der laichreifen ♀♀ überstieg die Zahl der zur Verfügung stehenden Reviere schon 1985, ein Jahr nach dem Erstbesatz. 1986 kamen durchschnittlich 22,7 ♀♀ auf ein Revier, 1987 waren es schon 22,7 ♀♀/Revier.

Nach 1986 hat sich die Population der Moderlieschen nicht mehr vergrößert. Das bedeutet wahrscheinlich die Aktivierung intraspezifischer Regulationsmechanismen. Folgende Mechanismen sind denkbar:

- Unterdrückung der Laichreife eines Teils der Fische
- Reduzierung der Eizahl/♀
- Reduzierung der Eizahl/Gelege in Verbindung mit der
- Reduzierung der Ablaihvorgänge/♀
- Streß verhindert ein vollständiges Ablaichrival

Es konnte lediglich eine Reduzierung der Eizahl/Gelege beobachtet werden. Man kann aber eine Kombination aus verschiedenen der genannten Möglichkeiten angenommen, was jedoch mangels geeigneter Methoden noch nicht nachgewiesen werden konnte.

4.5.3. Bitterling

Der Bitterling ist durch sein eigenartiges Fortpflanzungsverhalten der Wissenschaft lange bekannt. Seit 1869 weiß man, daß er seine Eier in den Kie-

Tabelle 17

Laichpflanzenbedeckung, Revieranzahl und Bestandsentwicklung der Moderlieschen; B: Besatz

	Bedeckungsgrad Laichpflanzen/%	Laichpflanzen Fläche in m ²	Anzahl der Reviere	Moderlieschen	
				laichreife ♀	Anzahl
1984	57	1 900	3 800	100 B	10 000
1985	62	2 000	4 000	5 000	100 000
1986	67	2 200	6 600	50 000	300 000
1987	67	2 200	6 600	150 000	300 000

menraum verschiedener Najadenarten (*Unionidae*) ablegt; 1787 wurden diese Eier erstmals in Muscheln entdeckt, ohne allerdings zu wissen von welchem Tier sie stammten (VOGT & HOFER, 1909).

Obwohl einige z.T. widersprüchliche Beobachtungen vor allem über die Fortpflanzung des Bitterlings vorliegen (Tab. 18), gibt es weder genaue Beobachtungen über sein Laichverhalten im Freiland noch über seine Populationsentwicklung.

Die gefundenen Angaben über die Laichzeit differieren nur wenig. Die meisten der wenigen vorliegenden Aussagen geben die Monate April bis Juni (MUUS & DAHLSTRÖM, 1981; TEROFAL, 1978; LADIGES, 1979) oder April bis Mai (BAUCH, 1966; SCHINDLER, 1975) an. Es gibt aber auch abweichende Aussagen wie z.B. April bis August (MÜNZING, 1975), Mai bis August (HECKEL & KNER, 1858) oder Mai-Juli (MAITLAND, 1972).

Nach meinen Beobachtungen begannen die ♂♂ stets Anfang Mai mit der Revierverteidigung. Die Hauptlaichzeit dauerte dann bis Ende Juni. Bis Mitte Juli wurden allerdings von den großen ♂♂ noch Reviere verteidigt, obwohl die ♀♀ ihre Legeröhren schon zurückgebildet hatten und sich nicht mehr am Laichgeschäft beteiligten. Junge ♀♀ wurden auch noch später bis Ende Juli bei der Revierverteidigung beobachtet (Abb. 13).

Der Bitterling hatte also von allen Fischarten im Untersuchungsgewässer die kürzeste Laichperiode mit nur 6 Wochen Hauptaktivität im Mai und Juni. Das entspricht der Angabe von MAITLAND (1972). Nie konnte ich Laich- oder Revierverteidigungsaktivitäten schon im April beobachten oder noch laichbereite ♀♀ mit Legeröhren später als im Juni finden. Allerdings trugen alle ♂♂, auch die einjährigen noch nicht geschlechtsreifen, von April bis

September eine mehr oder weniger ausgeprägte rote Laichtracht. Sie waren dadurch in dieser Zeit leicht von den ♀♀ zu unterscheiden.

Es mag von den o.a. Autoren, die eine längere Laichzeit angaben, auf die Beobachtung von gefärbten ♂♂ zurückzuführen sein, daß dieses mit Laichzeit gleichgesetzt wurde. Ich habe jedoch in allen Untersuchungsjahren eindeutig ein abruptes Ende der Laichzeit gegen Ende Juni festgestellt.

Interessant ist die weit über die Laichzeit hinaus andauernde Rotfärbung der ♂♂. Die einjährigen ♂♂ schienen bereits die Revierverteidigung zu üben und zeigten dieses Verhalten schon eindeutig. WUNDER (1936) beschrieb, daß die volle Farbtintensität der Revier-♂♂ nur kurz vor der höchsten Erregung, nämlich bei der Eiablage eines Weibchens zu Tage treten würde. Vielleicht sind solche Unterscheidungen der Farbtintensität im Aquarium noch möglich, ich habe im Freiland jedenfalls keine zeitlichen Unterschiede der Farbtintensität bei den Revier-♂♂ beobachtet können. Solange die Revier-♂♂ ihr Revier verteidigten, waren sie am intensivsten gefärbt. Die anderen ♂♂ waren etwas blasser aber dennoch deutlich gefärbt.

Die Angaben über die Eizahl/♀ sind relativ einheitlich. Fast alle Autoren geben 40-100 Eier/♀ an (Tab. 18). Die Angaben der Eier/Gelege (= Muschel) sind schon dürftiger. Die wenigen Aussagen lauten alle auf 40 Eier/Muschel (DECKERT, 1976; BAUCH, 1966) mit Ausnahme von VOGT & HOFER (1909), die durchschnittlich 12 Eier/Muschel fanden.

Auch ich fand pro ♀ 30 bis 40 Eier. Da die Eier nur in sehr kleinen Portionen abgegeben werden, müssen die Weibchen sehr oft ablaichen, außerdem werden nur sehr wenig Eier/Laichperiode produziert. Die Literaturangaben lauten auf maximal 100 Eier/♀ (Tab. 18). Bei jedem Ablauchvorgang wer-

Tabelle 18

Literaturangaben zum Bitterling; Mu. = Muschel

Autor	Eier/♀	Eier/Muschel	Laichzeit	Alter	Bem.
Heckel et al., 1858	-	-	5-8	-	-
Vogt et al., 1909	wenige	12-40	5-?	-	-
Schindler, 1975	40	-	4-5	-	-
Bauch, 1966	40	40	4-5	4-8	-
Maitland, 1972	-	-	5-7	-	-
Münzing, 1975	100	♀ laicht mehrf.	4-8	4-5	-
Sterba, 1975	80	♀ in mehr. Mu.	-	-	1 Mu./♂
Deckert, 1976	-	40	-	-	1 Mu./♂
Terofal, 1978	40-100	-	4-6	-	1 Mu./♂
Ladiges, 1979	-	-	4-6	-	-
Gaumert, 1981	40-100	-	-	-	-
Muus et al., 1981	40-100	-	4-6	-	1 Mu./♂
Schmidt, 1983	100	40	4-6	3-4	-
Borchard, 1986	100	-	-	-	-

den nur zwei Eier durch die Legeröhre gepreßt, die hierbei zusätzlich durch gleichzeitige Urinabgabe versteift wird. Diese zwei Eier werden dann sofort vom ♂ besamt. So verteilen die ♀♀ ihre Eier auf mehrere Muscheln und Revier-♂♂.

Die Eizahl/Muschel betrug bei meinen Beobachtungen zwischen 6 und 80. Hierauf wird im Zusammenhang mit der Betrachtung der Reviergrößen noch genauer eingegangen.

In allen mir bekannten Veröffentlichungen wird behauptet, die Bitterlings-♂♂ verteidigen ein Revier mit nur einer Muschel. Wenn man Bitterlinge in Aquarien, also auf eingeschränktem Raum hält, oder eine größere Freilandpopulation nur eine Laichzeit lang beobachtet, kann man leicht zu diesem Fehlschluß kommen.

Bei meinen mehrjährigen Beobachtungen konnte ich feststellen, daß die Verhältnisse viel komplizierter sind. Das Revierverhalten, die Reviergröße und Anzahl der verteidigten Muscheln sind entscheidend von der Populationsdichte des Bitterlings abhängig. Abbildung 14 zeigt zunächst die Verhältnisse zur Laichzeit im Jahr 1986.

1986 war das zweite Jahr, in dem eine Bitterlingsvermehrung stattfand. Abbildung 14 zeigt die Bitterlingsreviere im Abschnitt B3, dem kleinen Vorteach. Hier wurden während der gesamten Laichzeit fünf Reviere von fünf Revier-♂♂ verteidigt. Die Reviere beinhalteten zwischen einer und drei Teichmuscheln und waren zwischen 4 m² und 10 m² groß. Die Revier-♂♂ waren eindeutig von den Nichtrevierbesitzern durch Größe, Farbintensität und vor allem durch ihr Verhalten zu unterscheiden.

Die ♂♂ A-D schwammen regelmäßig die zu ihrem Revier gehörigen Muscheln nacheinander an, um diese zu konditionieren. Dieses geschah durch regelmäßiges leichtes Anstoßen der Ingestionsöffnung der jeweiligen Muschel mit der Schnauze. Die

Muschel wurde so an den Berührungsreiz gewöhnt und schloß die Schalen bei dieser spezifischen Berührung nicht mehr. Auf diese Weise wurde das Einführen der Legeröhren der ♀♀ und damit ein Ablaichen erst möglich gemacht und vorbereitet (WUNDER, 1933 in WESENBERG-LUND, 1939).

Die ♂♂ schwammen nun pausenlos zwischen ihren Muscheln hin und her und verjagten unterwegs sowohl nichtrevierbesitzende ♂♂ als auch in ihr Revier eingedrungene Reviernachbarn. Im Eifer dieser Revierverteidigung wurden die anderen Artgenossen oft bis weit außerhalb des eigenen Revieres verfolgt und dabei nicht selten zufällig vorbeischwimmende andere Fischarten wie z.B. Moderlieschen oder sogar Rotaugen angegriffen. Besonders aggressiv wurden jedoch immer wieder die überall umherschwimmenden revierlosen ♂♂ der eigenen Art verjagt, die sich sofort an einer Muschel zu mehreren versammelten, die der Revierbesitzer gerade verlassen hatte, um eine andere aufzusuchen.

Tauchte nun ein laichbereites ♀ in der Nähe eines Revieres auf, so begann ein nach stets gleichem Schema ablaufendes Laichverhalten, welches hier erstmalig genau beschrieben wird und in Abb. 15 vereinfacht dargestellt ist.

Das von einem Revier-♂ gesichtete ♀ wurde zunächst genauso rasant angeschwommen wie ein anderes ♀. Etwa 20 cm vor Erreichen des ♀ ging die schnelle, geradlinige Schwimmbewegung jedoch in eine balzende Zitterschwimmbewegung über, die bogenförmig und in leichter Körperschräglage durchgeführt wurde (Abb. 15a).

Das ♂ näherte sich nun dem ♀ in der balzenden Zitterschwimmbewegung und schwamm so schräg vor ihm her. Sprach das ♀ auf diese Balz an, so verlangsamte es ebenfalls seine geradlinige Schwimmbewegung und verfiel in die gleiche zitterige Bewe-

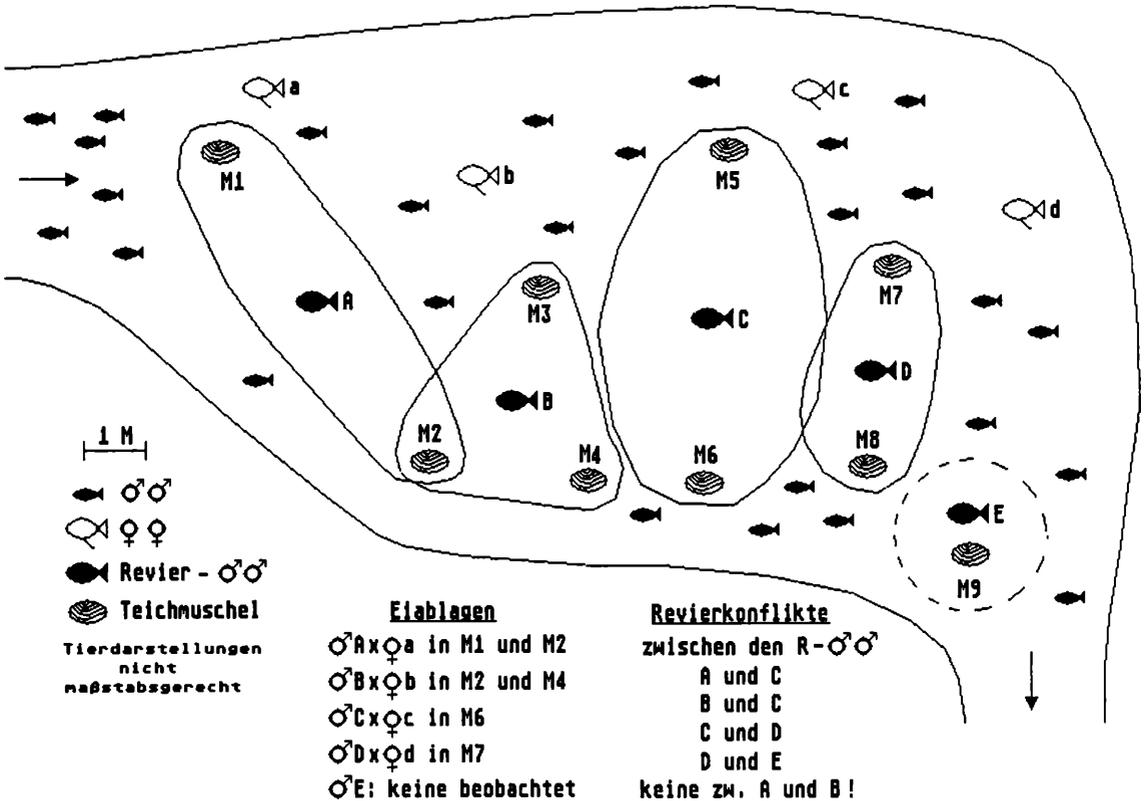


Abbildung 14

Bitterlingsreviere im Abschnitt B3, 1986

gung wie das ♂. Das ♂ versuchte das ♀ durch die bogenförmige Bewegung zu animieren, ihm im Halbkreis in Richtung Muschel zu folgen, wo sich inzwischen wieder andere ♂♂ eingefunden hatten (Abb. 15 b).

Das Revier-♂ bemerkte die anderen ♂♂ und schoß sofort von dem ♀ weg auf die Muschel zu und verjagte die Artgenossen (Abb. 15 c), um dann unverzüglich kehrt zu machen und mit der selben schnellen Bewegung, die wiederum in die Zitterbewegung übergang, zum ♀ zurückzukehren (Abb. 15 d), mit dem Ziel, dieses weiter im großen Kreisbogen zur Muschel zu locken.

Die beiden gerade beschriebenen Phasen (Abb. 15 c und 15 d) wiederholten sich oft viele Male. Das Revier-♂ verließ das ♀ zwischendurch immer wieder, um Reviernachbarn oder revierlose ♂♂-59 zu verfolgen und zu verjagen und um die Muschel in der beschriebenen Weise vorzubereiten. Im ungünstigsten Fall, d.h. wenn das ♂ zu lange abwesend war, verlor das angebalzte ♀ das Interesse an diesem Revier-♂ und schwamm weiter, um dann vom nächsten Revier-♂ angebalzt zu werden. War die Balz des ♂ erfolgreich, so näherten sich ♂ und ♀ nach Beschreibung eines großen Wendekreises in Zitterbewegung der Muschel, wo das ♂ nochmals die Berührungsprüfung der Muschel vornahm und das ♀ danach sofort zitternd über die Muschel glitt und ihre Legeröhre in die Ingestionsöffnung saugen ließ (Abb. 15 e).

Nach der Eiablage, die höchstens 2 bis 4 Sekunden dauerte, schwamm das ♀ sofort davon. Das ♂ folgte direkt zitternd über die Muschel und gab eine Samenportion ab, die auch von der Muschel eingesogen wurde (Abb. 15 f).

Eine erfolgreiche Balz dauerte zwischen 0,5 und 2 Minuten. Das balzende Revier-♂ war dabei immer zwischen Balzverhalten und dem Vertreiben von Artgenossen hin und hergerissen. Dabei bestand oft die Gefahr, daß die Balz nicht erfolgreich beendet werden konnte. Manchmal war der Balzversuch auch schon bei der ersten Phase (Abb. 15 a) zu Ende, weil das ♂ zu rasant auf das gerade gesichtete ♀ zuschoß und dieses dann flüchtete. Man hatte immer den Eindruck, daß zuerst beim Erscheinen eines ♂ ganz normales Revierverhalten beim ♂ einsetzte, das dann aber abrupt in Balzverhalten umschlug.

Die Revier-♂♂ waren nahezu unaufhörlich in Aktion. Aus den regelmäßigen Beobachtungen der Reviere in Abb. 14 sollen im Folgenden einmal fünf Minuten aus dem Leben eines Revier-♂ skizziert werden:

Angriffe auf männliche Artgenossen: 8 Aktionen
Angriffe auf andere Fischarten: 3 Aktionen
Aufsuchen der Reviermuscheln: 6 Aktionen
Anbalzen von ♀♀: 3 Aktionen
Fressen: 2 Aktionen

Das ergab durchschnittlich 4,4 Aktionen/Minute und maximale Ruhephasen von 13,6 Sekunden zwischen zwei Aktionen.

Beim Bitterling konnte also ein ziemlich kompliziertes Balzverhalten beobachtet werden, das in einigen Phasen an das des Stichlings erinnerte [z.B. zitteriges Schwimmen, Körperschräglage, Locken des ♀ (= Muschel)] und oft erfolglos endete.

Die ♂♂ A-D in Abb. 14 zeigten alle dieses Verhalten, ♂ E tat dies nur ansatzweise. Dieses ♂ verteidigte auch nur eine Muschel, machte keine so ausgedehnten Verfolgungsjagden wie die anderen Re-

vier-♂♂ und wurde auch nie bei einer Balz oder Eiablage beobachtet. Dieses ♂ nahm eine Zwischenstellung zwischen einem echten Revier ♂ und den revierlosen kleineren ♂♂ ein. Es vertrieb die kleineren von seiner Muschel und ließ sich von den Revier ♂♂ verjagen, verfolgte aber nie ein solches ins fremde Nachbarrevier.

Die Revier-♂♂ A-D laichten alle sowohl mit einem ♀ in verschiedene Muscheln als auch mit verschiedenen ♀♀ in dieselbe Muschel ab. Bemerkenswert war, daß es zwischen den ♂♂ A und B in Abb. 14 keine Revierkonflikte gab und diese sogar beide mit verschiedenen ♀♀ jeweils in Abwesenheit des anderen ♂ in dieselbe Muschel M2 ablaichten, die auch von beiden in das eigene Revier miteinbezogen wurde. Hauptbeanspruchter dieser Muschel schien aber das ♂ A zu sein.

Die ergiebige Fortpflanzung von Bitterlingen und Teichmuscheln bewirkte interessante Veränderungen der Revierstruktur und des Revierverhaltens der Bitterlinge, die vermutlich gravierende Auswirkungen auf die Population zur Folge hatten, wie sie 1988 bereits sichtbar wurden. In Tabelle 19 sind die Entwicklungen von Muschelanzahl, Revierdichte und Populationsentwicklung sowie an derer damit im Zusammenhang stehender Parameter dargestellt.

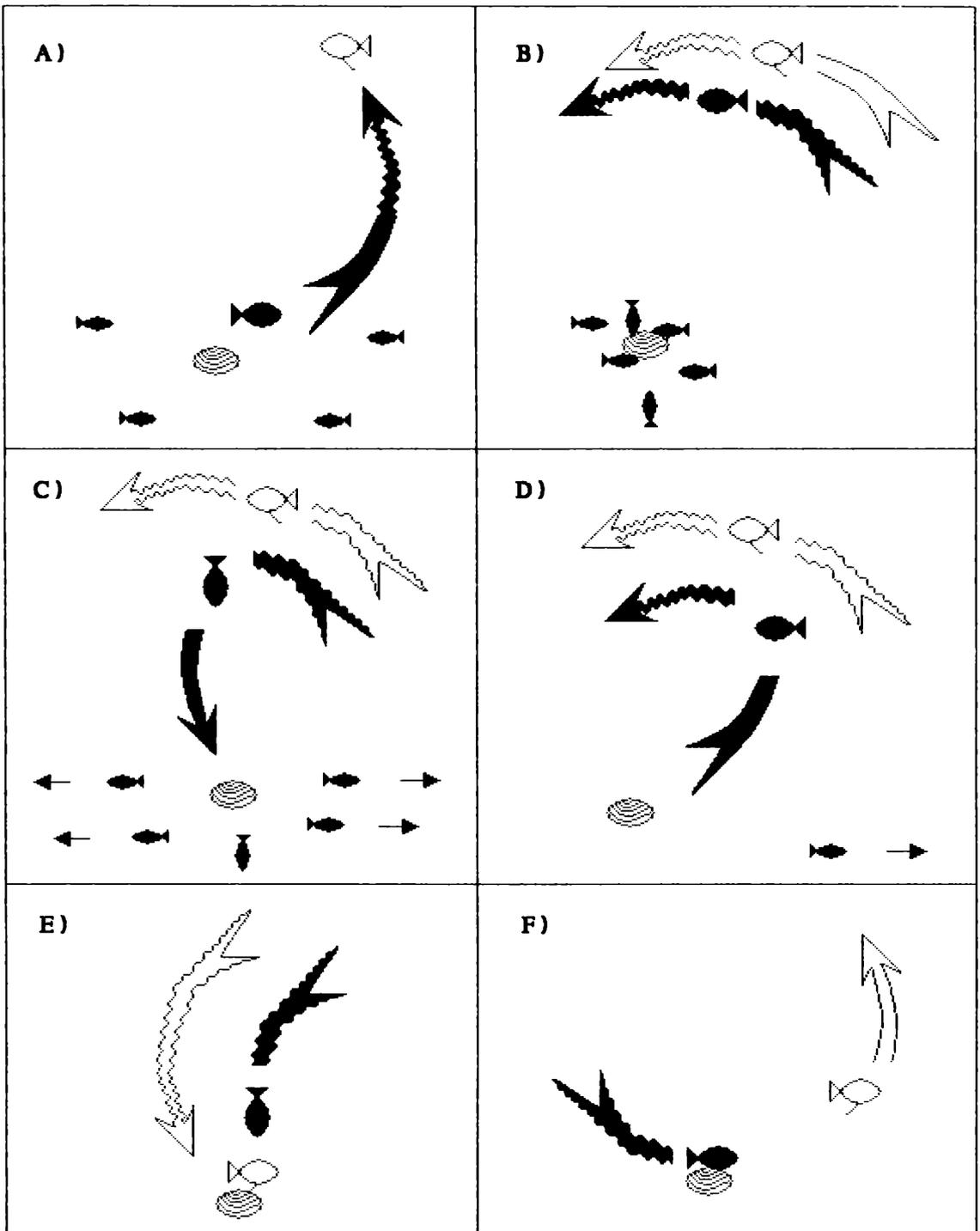
1986 waren noch wesentlich weniger laichreife Bitterlinge als Muscheln vorhanden. Dadurch konnten große Reviere mit mehreren Muscheln gebildet werden. 1987 war vermutlich ein Großteil der Jungfische von 1985 geschlechtsreif geworden. Jetzt kamen nahezu gleichviele laichreife Bitterlinge auf die vorhandene Muschelanzahl.

Als Folge davon wurden 1987 viel kleinere Reviere verteidigt als 1986. Anstatt 1 Muschel/5 m² waren nun durchschnittlich 1,5 Muscheln/m² vorhanden. Entsprechend war die Revierdichte der Bitterlinge stark gestiegen und die Reviergröße enorm reduziert worden. Trotzdem war die Fortpflanzung nicht beeinträchtigt und die Bitterlingspopulation wuchs stark an (Tab. 19).

Bis 1988 war auch die Muschelpopulation sehr stark gewachsen. Es wurden durchschnittlich 3 Muscheln/m², maximal sogar 10 Muscheln auf einem m² gefunden. Da in diesem Jahr auch der Großteil der Jungbitterlinge von 1986 geschlechtsreif geworden war, hätten nun wieder ca. 2 Muscheln/laichreifes Paar zur Verfügung gestanden. Die Muscheln waren jedoch 1988 nicht mehr gleichmäßig im Gewässer verteilt, sondern waren überwiegend in den flacheren Uferbereichen (zwischen 15 und 50 cm Wassertiefe) des Südteiches und des Vorteiches zu finden.

Dies führte zu einer enormen Bitterlingsdichte in diesen Bereichen und zum Zusammenbruch der für die beiden Vorjahre beschriebenen Revierstruktur. Was sich in diesem Jahr zur Laichzeit der Bitterlinge auf einem ufernahen Quadratmeter Gewässer abspielte, ist in Abbildung 16 schematisch dargestellt.

Um jede der vier vorhandenen Muscheln befand sich ein Schwarm aus 6-11 Bitterlings-♂♂, wobei immer ein größeres als dominierendes Revier-♂ deutlich zu erkennen war. Jedoch drängten sich alle ♂♂ eines Schwarmes um die entsprechende Muschel und konditionierten sie in der beschriebenen Weise unaufhörlich. Während die Revier-♂♂ fest bei ihrer Muschel blieben bzw. nach irgendwelchen Aktionen zu ihr zurückkehrten, wechselten die Nichtrevier-♂♂ auch laufend zwischen den Mu-



Laichverhalten des Bitterlings 1986; **A:** ♂ schwimmt ♀ an; **B:** balzende, bogenförmige Zitterschwimmbewegung von ♂ u. ♀, junge ♂♂ zur Muschel; **C:** ♂ verjagt junge ♂♂; **D:** Rückkehr des ♂ zum ♀, Balz wird fortgesetzt; **E:** bogenförmige Zitterschwimmbewegung zur Muschel von ♂ u. ♀, Ablaichen des ♀ nach vorheriger Muschelkonditionierung durch das ♂; **F:** Besamung der Eier durch das ♂, das ♀ verläßt sofort das Revier.

Abbildung 15

Laichverhalten des Bitterlings 1986

Tabelle 19

Populationsentwicklung des Bitterlings und einige bestimmende Faktoren
B: Besatz

	Muscheln		Reviergröße		Bitterlinge		Anzahl
	Anzahl	Dichte	Reviergröße	laichreife ♀	Eier/-Muschel	Aktionen/Min.	
1984	87 B	1/40 m ²	-	60	-	-	120 B
1985	287 B	1/12 m ²	-	120	-	-	240 B > 3700
1986	687	1/5 m ²	4-10 m ²	120	20-80	4,4	6000
1987	2290	1,5/m ²	1-2 m ²	1970	14-60	11	30000
1988	10305	3/m ²	0,3 m ²	4850	6-15	42	35000

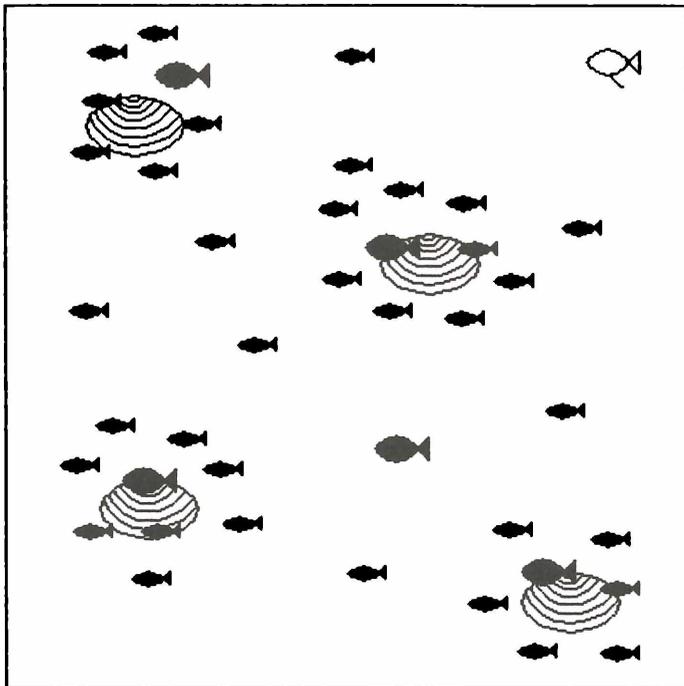
scheln hin und her. Das ganze Geschehen vermittelte einen sehr chaotischen Eindruck im Vergleich zu der klaren Revierstruktur der Vorjahre.

Die Revier-♂♂ waren unaufhörlich und in großer Hektik über wiegend mit dem Verjagen von anderen ♂♂ beschäftigt, unter denen sich in diesem Jahr auch große, laichbereite ♂♂ ohne eigene Reviere befanden. Diese wurden besonders hart attackiert.

Es befanden sich permanent zwischen 40 und 50 Bitterlings-♂♂ auf einem m² Gewässer. Das führte zu einer Steigerung der Aktivitäten auf 42/Min., also einer Verzehnfachung des Wertes von 1986 (Tab. 19). Wenn nun ein ♀ erschien, wurde zwar von einem Revier-♂ das Balzverhalten, wie in Abbildung 15 beschrieben, begonnen, aber immer nach kurzer Zeit erfolglos beendet. Das ♀ wurde nur noch sehr kurz angeschwommen, für maximal wenige Sekunden durch Zitterschwimmen animiert, aber dann schnell wieder verlassen, da das ♂ die Verfolgung von anderen ♂♂ aufnahm. Der

Ablauf des beschriebenen typischen Balzverhaltens, das bis zu 2 Minuten dauerte, war unmöglich geworden. Nur einmal wurde ein ♂ beobachtet, das kurz eine Muschel anschwamm, dann aber sofort abdrehte und verschwand, weil es offensichtlich von dem ♂♂-Schwarm bei der Muschel irritiert war. Dieser Schwarm stürzte sich sofort nach Verschwinden des ♀ auf die Muschel als ob das ♀ abgelaicht hätte und es gegolten hätte, das Gelege zu besamen. Das ♀ hatte aber eindeutig nicht abgelaicht, da es überhaupt nicht bis zur Muschel gelangt war.

Im Jahr 1988 konnte nahezu kein zu Ende geführtes Balzritual beobachtet werden. Dementsprechend gering schätze ich auch die Vermehrungsrate in diesem Jahr ein und vermute, daß die Grenze der im Untersuchungsgewässer möglichen Bitterlingsdichte nun erreicht ist. Das zeigen auch die in Tabelle 19 aufgeführten Ei zahlen/Muschel die seit 1986 merklich zurückgingen. Von zehn untersuchten Muscheln enthielten sechs keine Eier.



-  Teichmuschel
-  Revier - ♂♂
-  ♀♀
-  andere ♂♂

Abbildung 16

Bitterlingsrevierstruktur 1988/m² Gewässer

4.6. Nahrungsuntersuchungen

4.6.1. Übersicht

Vier Jahre während des Untersuchungszeitraumes wurden intensive Nahrungsuntersuchungen bei Stichling, Moderlieschen und Bitterling durchgeführt. Tabelle 20 gibt einen Überblick über die untersuchte Anzahl von Fischen je Art und Jahr, sowie die Gesamtsummen der Beuteorganismen bzw. -gewichte pro Art und Jahr.

In den Verdauungstrakten von 2551 Fischen wurden insgesamt 173 413 Beuteorganismen identifiziert, gezählt, gemessen und deren Naßgewicht nach der Volumenmethode (vgl. Kap. B.3.) ermittelt. Dieses umfangreiche Datenmaterial ermöglicht auch bei der Bildung von Untergruppen wie Größenklassen oder Jahreszeiten verlässliche Aussagen zur Ernährungsweise der drei untersuchten Arten.

Im Rahmen dieser Veröffentlichung kann jedoch nur ein kleiner Teil dieser Ergebnisse dargestellt werden. Für weitergehende Informationen wird auf die dieser Arbeit zugrundeliegende Originalarbeit verwiesen (SCHAUMBURG, 1989). Dort wird beispielsweise ausführlich über jahreszeitliche Aspekte der Nahrung berichtet.

Die folgenden Abbildungen (Abb. 17-20) stellen ausgewählte Auswertungsergebnisse dieser Nahrungsuntersuchungen zusammengefaßt in Form von Histogrammen dar. Jede dieser Abbildungen ist folgendermaßen aufgebaut:

Auf der Abszisse sind die Beuteorganismen in jeweils sieben Hauptbeutegruppen zusammengefaßt. Tabelle 21 gibt Auskunft darüber, aus welchen Beutetaxa die einzelnen Gruppen gebildet wurden. Die unter „Benthos“ zusammengefaßten Tiergruppen bildeten mit Abstand die Hauptbeute unter den mehr oder weniger substratgebundenen Taxa. Für diese wurde daher eine extra Gruppe gebildet. Die in der Gruppe „sonstige Wassertiere“ auch enthaltenen Benthostiere wurden sehr viel seltener als Fischbeute genutzt und deshalb mit den anderen selten genutzten Taxa zu einer Gruppe zusammengefaßt.

Die zu jeder dieser Hauptbeutegruppen dargestellten Säulen repräsentieren verschiedenen Fischgrößenklassen bzw. die jeweiligen Gesamtsummen. Bei Stichling und Bitterling waren drei und beim Moderlieschen vier Größenklassen nahrungsökologisch unterscheidbar. Tabelle 22 gibt diese Einteilung wieder.

Die Ordinaten der Abbildungen 17 bis 20 stellen Prozentachsen dar. Jede Abbildung besteht aus

zwei Teilabbildungen, deren oberer Teil jeweils den prozentualen Anteil der Beuteorganismenanzahl und deren unterer Teil den prozentualen Anteil des nach der Volumenmethode ermittelten Beutefrischgewichtes darstellt. Außerdem wurde zu jeder Säule die Anzahl der untersuchten Fische angegeben.

Zunächst wird die jeweilige Hauptbeute der Gesamtindividuenzahl und der einzelnen Größenklassen bei den drei Arten besprochen. Anschließend folgt die Betrachtung der Beutegrößen. Schließlich wird noch auf die Nahrung der sonstigen Fischarten kurz eingegangen.

4.6.2. Stichling

Die meisten Nahrungsdaten liegen beim Stichling vor. Von 1982-1985 wurden Nahrungsanalysen durchgeführt. Daher ist bei dieser Art als einzige dieser Untersuchung mit einiger Sicherheit eine Aussage zur Entwicklung des Nahrungs- bzw. Konkurrenzverhaltens möglich. Die Abbildungen 17 und 18 geben die Nahrungsverteilung aller untersuchten Stichlinge und der drei Größenklassen im ersten und letzten Untersuchungsjahr wieder.

Die Hauptnahrung des Stichlings bildeten die unter Zooplankton und Benthos zusammengefaßten Tiergruppen. Sie stellten 75 % bis 85% der Gesamtbeuteorganismen. Copepoden und Cladoceren waren die wichtigste Planktonbeute, während Ephemeroterlarven, Chironomidenlarven, Ostracoden und Coleopterlarven den größten Teil der Benthosnahrung ausmachten. Diese Aussagen treffen wenn auch in unterschiedlicher Gewichtung sowohl für den relativen Beutezahlanteil als auch für den relativen Beutegewichtsanteil an der Gesamtbeute für alle Untersuchungsjahre und Größenklassen zu.

Mit Abstand den höchsten Anteil an der Gesamtbeutetierzahl bildete das Zooplankton mit 57 % bis 68 %. Bei den Jungfischen machte dieser Anteil sogar zwischen 80 % und 92 % aus, während die großen Stichlinge zwischen 40 % und 61 % Zooplankton fraßen. Der Benthosanteil an der Gesamtbeutetierzahl betrug zwischen 9,5 % und 24,6 %. Die Jungfische fraßen Benthostiere zu einem Anteil zwischen 5,7 % und 18,7 %, die großen Stichlinge zwischen 11,8% und 37,4 %.

Den höchsten Anteil am Gesamtbeutegewicht hatten die Benthostiere mit 43,3 % bis 76,2 %. Die großen Stichlinge erreichten bei dieser Beutegruppe zwischen 63 % und 80 % des Gesamtbeutegewichtes, die Jungfische zwischen 16 % und 56 %. Das Zooplankton bildete aufgrund der großen kon-

Tabelle 20

Nahrungsuntersuchung – Gesamtübersicht Kleinfische

Fischart/Jahr	Fischanzahl	Summe/Art	Beutezahl	Beutegewicht in mg
Stichling 1982	235	1 549	22 516	5 939,3
Stichling 1983	324		30 543	5 362,5
Stichling 1984	423		37 227	4 641,3
Stichling 1985	567		42 528	5 526,3
Moderlieschen 1984	249	825	8 691	728,7
Moderlieschen 1985	576		20 475	2 991,6
Bitterling 1985	177	177	11 433	175,5
Summen	2 551	2 551	173 413	25 364,6

Tabelle 21

Zusammenfassung von Beutetaxa in den Abb. 17-20

Lv. = Larven, Pu. = Puppen, Eph. = Ephemeroptera, Col. = Coleoptera, Chir. = Chironomidae, son. Dipt. = sonstige Dipteren

terrestrische Arthropoden	Zooplankton	Benthos	sonstige Wassertiere	Pflanzen	Detritus
Collembola Cicadina Lv. Coleoptera Brachycera Nematocera Aphioidea Formicidae Araneida Neuroptera Ixodes spec. parasitische Hymenoptera Dermaptera Thysanoptera	Cladocera Copepoda Rotatoria	Eph. Lv. Col. Lv. Chir. Lv. Ostrac.	Odonata Lv. Ceratop. Lv. Ceratop. Pu. Culicid. Pu. Acari Asellus aqu. Gastropoda Bivalvia Simuliid. Lv. Chiron. Pu. Trichopt. Lv. son. Dipt. Lv. Hirudinea Oligochaeta Jungfische Amph. Eier	Algen höhere Pflanzen	Thekam Diatom. Sand Steine Holz

Tabelle 22

Fischgrößenklassen

Fischlänge mm	0-20	21-40	41-50	> 50
Moderlieschen	1	2	3	4
Bitterling	1	2	3	
Stichling	1	2	3	

sumierten Mengen den zweitschwersten Anteil am Gesamtbeutegewicht. Hiervon wurden insgesamt zwischen 14,2 % und 40,7 % von den Stichlingen gefressen. Die Jungfische nahmen mit 42,2 % bis 82 % den größten Teil ihrer Beutebiomasse durch Zooplankton auf, während bei den großen Fischen dieser Anteil 7,7 % bis 20,9 % betrug.

Die übrigen Beutegruppen wie sonstige Wassertiere, Pflanzen, Detritus und terrestrische Arthropoden wurden vom Stichling bis zu 25 % der Gesamtbeutetieranzahl aufgenommen. Besonders für die größeren Fische (Gk2 und Gk3) hatte dieser Nahrungsanteil mit Ausnahme der terrestrischen Arthropoden zunehmend an Bedeutung gewonnen. Diese spielten für die Stichlingsnahrung keine Rolle. Einen nennenswerten Anteil am Gesamtbeutegewicht hatten nur die sonstigen Wassertiere mit 8,8 % bis 14,6 %.

Vergleicht man die vier Untersuchungsjahre, so stellt man eine merkliche Verschiebung der Nahrungsmenge zugunsten des Zooplanktonanteiles fest. Dies trifft insbesondere für die großen Stichlinge zu, deren Anteile an gefressenem Zooplankton und Benthos 1982 mit 40,1 % bzw. 37,4 % noch nahezu gleich waren, sich bis 1985 jedoch zu einem Verhältnis von 59,6 % Zooplankton zu 11,8 % Benthos verschoben. Aber auch bei den Jungfischen ist diese Verschiebung zu beobachten. Deren Benthosanteil betrug 1982 noch 18,7 % und sank bis 1985 auf 5,7 %. Während die großen Stichlinge zunehmend auch Pflanzen und Detritus aufnahmen, wurde der Anteil dieser Beutegruppen bei den Jungfischen unbedeutend gering.

Entsprechend verschoben sich die Gewichtsanteile. Während 1982 die Benthosorganismen mit 76,2 %

den größten Beutegewichtsanteil stellten, lag dieser Anteil 1984 mit 43,3 % nur noch geringfügig über dem des Zooplanktons mit 40,7 %. Die gravierendsten gewichtsprozentualen Verschiebungen ergab dies für kleine und mittelgroße Stichlinge. 1982 lag der Gewichtsanteil der Benthos Tiere bei den Jungfischen mit 55,9 % noch deutlich über dem des Zooplanktons mit 42,2 %. Schon im darauffolgenden Jahr waren die Verhältnisse umgekehrt und bis 1985 sank der Benthosgewichtsanteil der Jungfischnahrung auf 16 % bei gleichzeitigem Anstieg des Planktonanteiles auf 82 % (Abb.17 und 18).

Inwieweit diese Verschiebungen des Beutespektrums auf Konkurrenz zurückzuführen sind, wird später dargestellt (vgl. Kap. C.4.7.). Es sei jedoch schon an dieser Stelle darauf hingewiesen, daß sich Verschiebungen im Beutespektrum in bezug auf das Verhältnis zwischen aufgenommener Biomasse und hierfür benötigter Energie gravierend auswirken können. Die im Verlauf der Untersuchungs Jahre aufgetretenen Schwankungen bezüglich der Beutegewichtsanteile lassen solche Auswirkungen bezüglich Fischwachstum als Folge von Nahrungskonkurrenz vermuten.

4.6.3. Moderlieschen

Die am häufigsten gefressene Nahrung der Moderlieschen bildeten die Zooplanktonorganismen. Diese bildeten 1985 73 % der Gesamtbeutetieranzahl (Abb. 19). Weitere wichtige Nahrungsanteile bildeten Benthostiere (vor allem Coleopterenlarven, Chironomidenlarven und Ephemeropterenlarven), terrestrische Arthropoden (Ameisen, Blattläuse, parasitische Hymenopteren, Fliegen, Mücken und Spinnen), sonstige Wassertiere, Pflanzen und Detritus zu etwa gleichen Anteilen jeweils unter 10 % der Gesamtzahl.

Das Nahrungsspektrum stellt sich bei Betrachtung der Größenklassen jedoch differenzierter dar. Während Jungfische und kleinere Moderlieschen mit 85,4 % und 89,6 % (Gk1 und Gk2 1985) überwiegend Zooplankton fraßen, gingen die größeren und großen Fische auf andere Nahrung über. Der Zooplanktonanteil betrug bei Größenklasse 3 noch 56,3 %, bei Größenklasse 4 nur noch 15,4 % der Gesamtnahrung. Der Konsum terrestrischer Arthropoden, die von der Wasseroberfläche aufge-

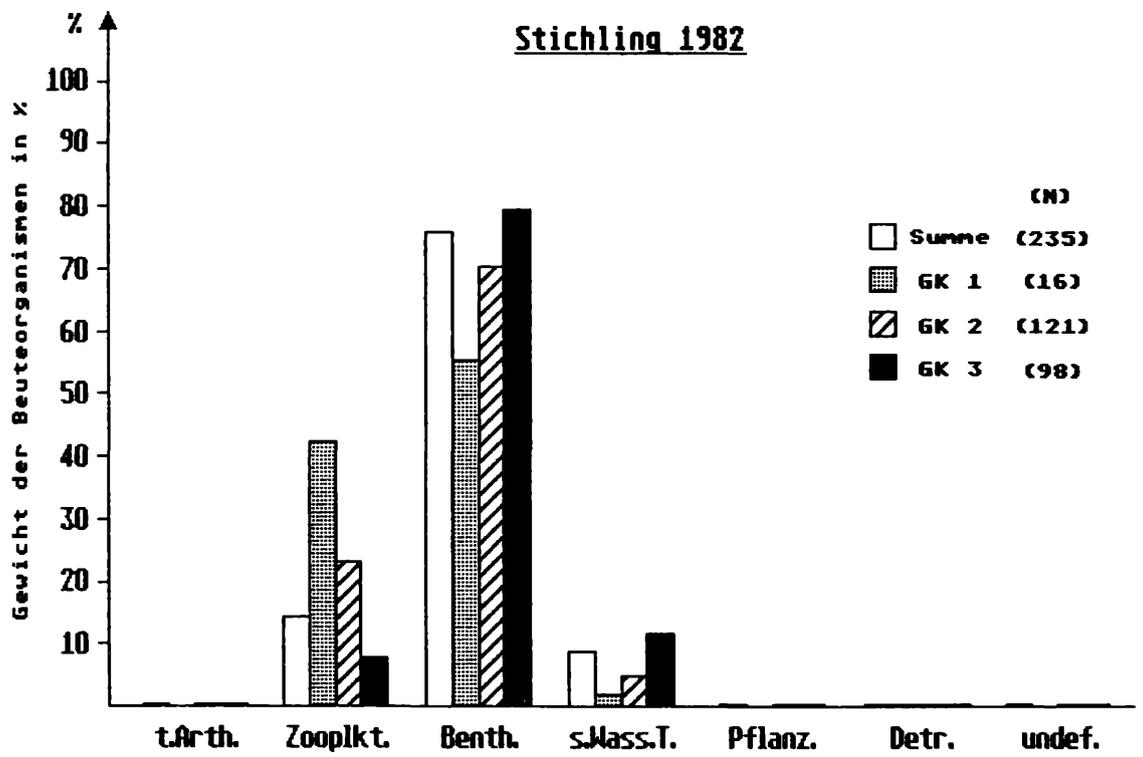
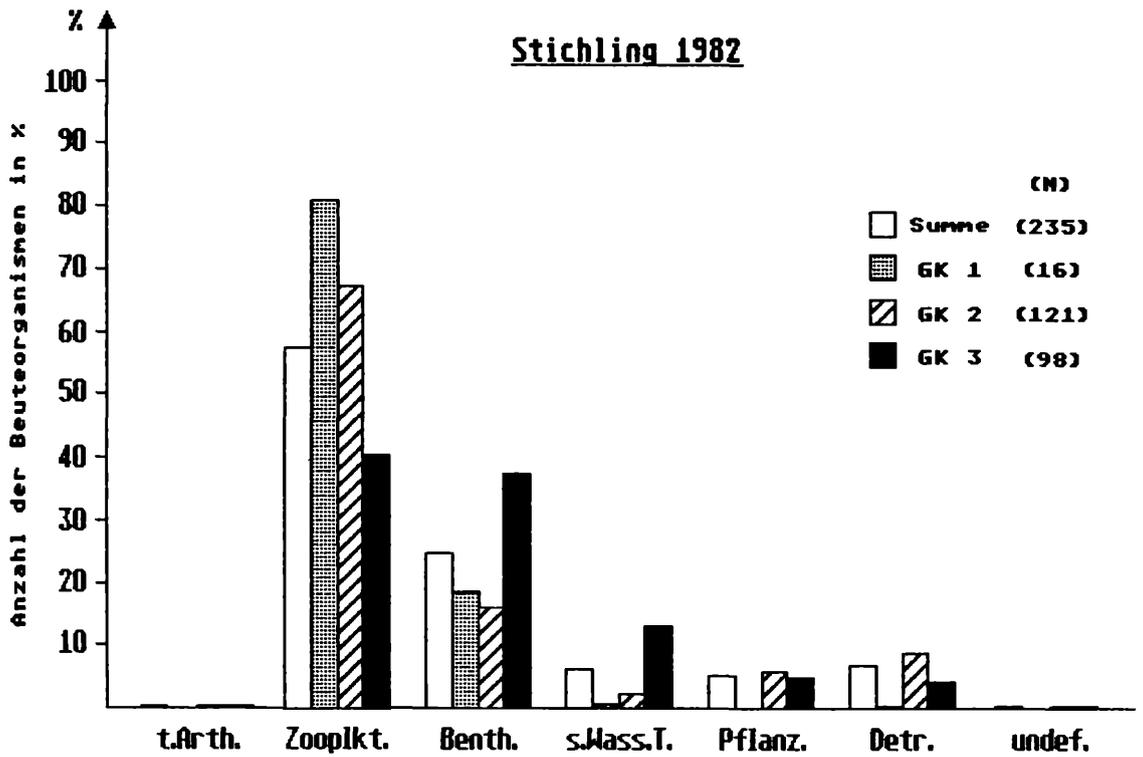


Abbildung 17

Nahrung Stichling 1982; Gesamt- und Größenklassenverteilung
 oben: prozentuale Beuteanzahl an der Gesamtbeuteindividuenzahl
 unten: prozentuales Beutegewicht am Gesamtbeutenaßgewicht

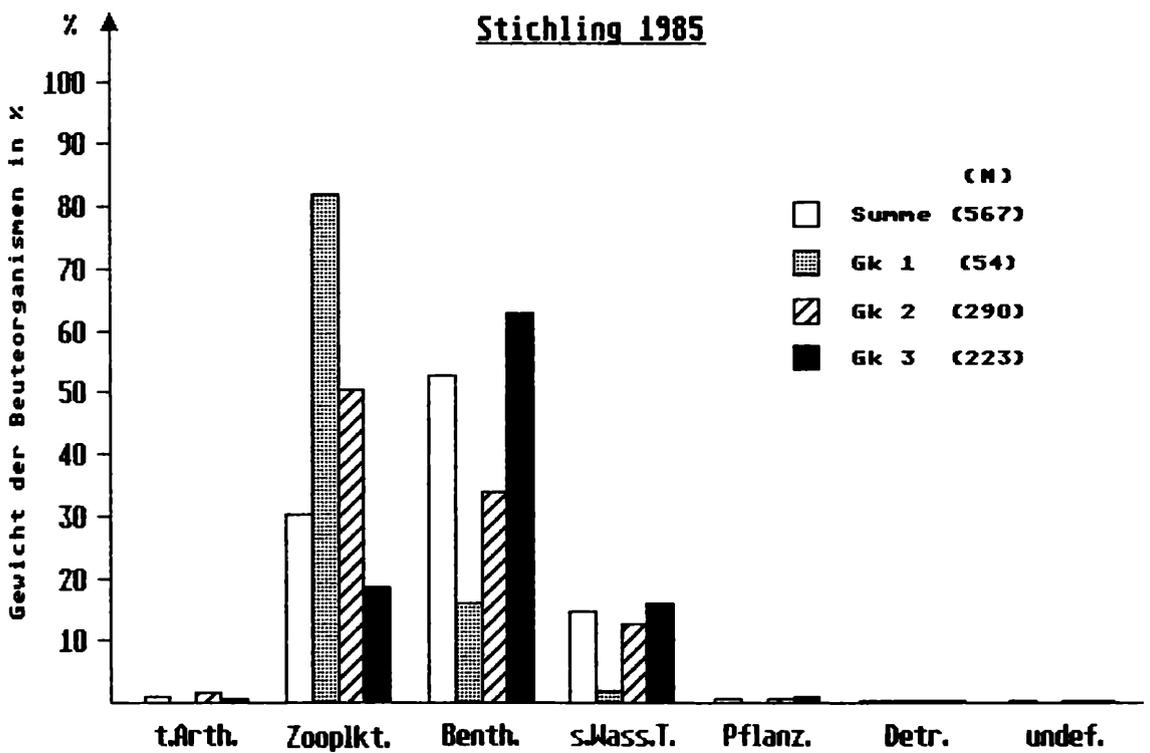
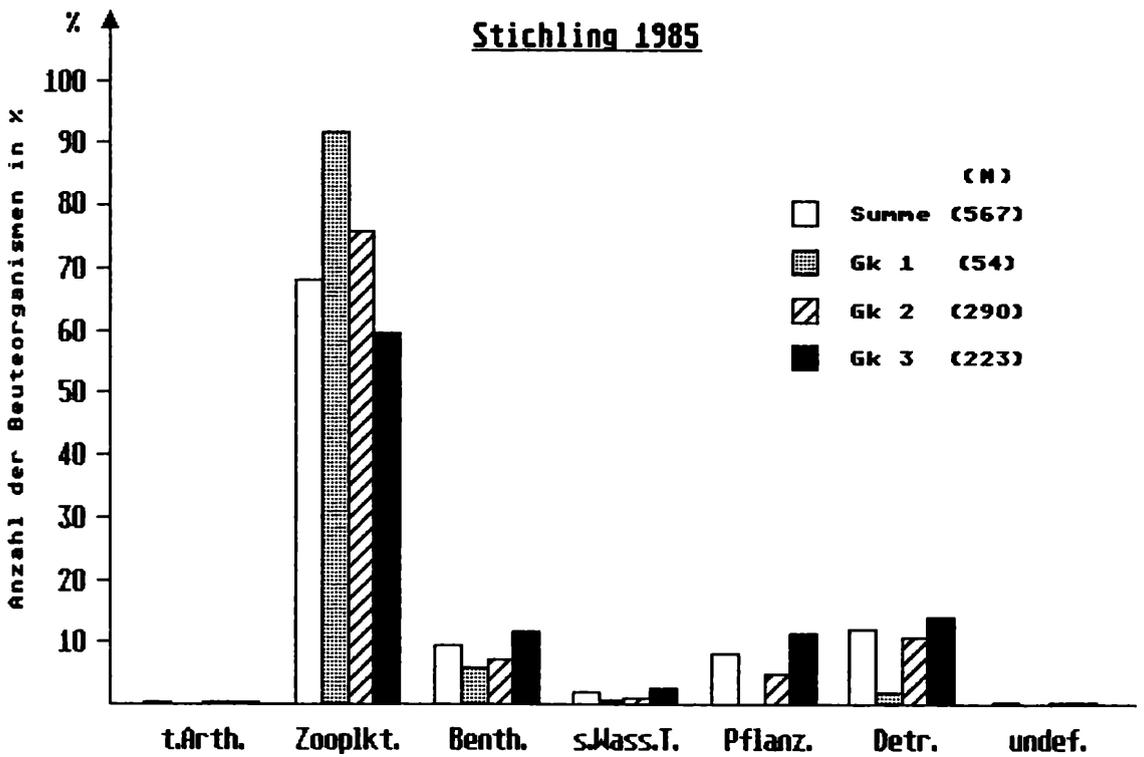


Abbildung 18

Nahrung Stichling 1985; Gesamt- und Größenklassenverteilung
 oben: prozentuale Beuteanzahl an der Gesamtbeuteindividuenzahl
 unten: prozentuales Beutegewicht am Gesamtbeutenaßgewicht

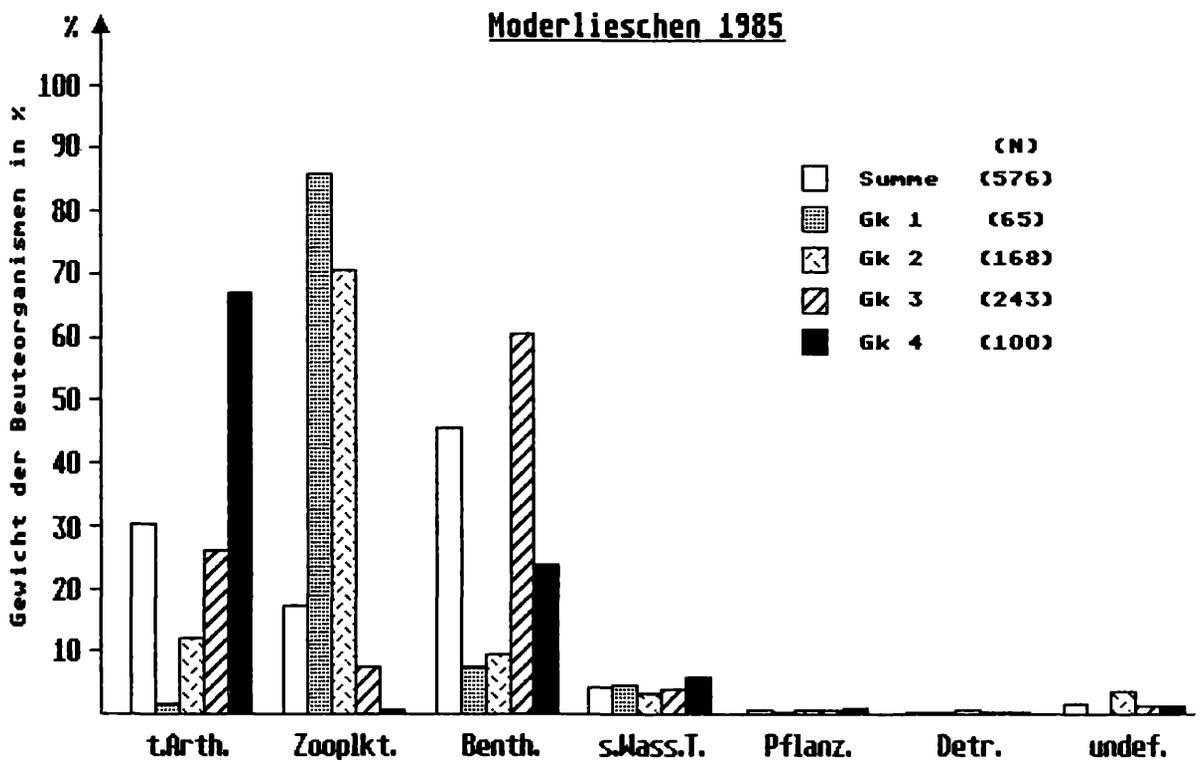
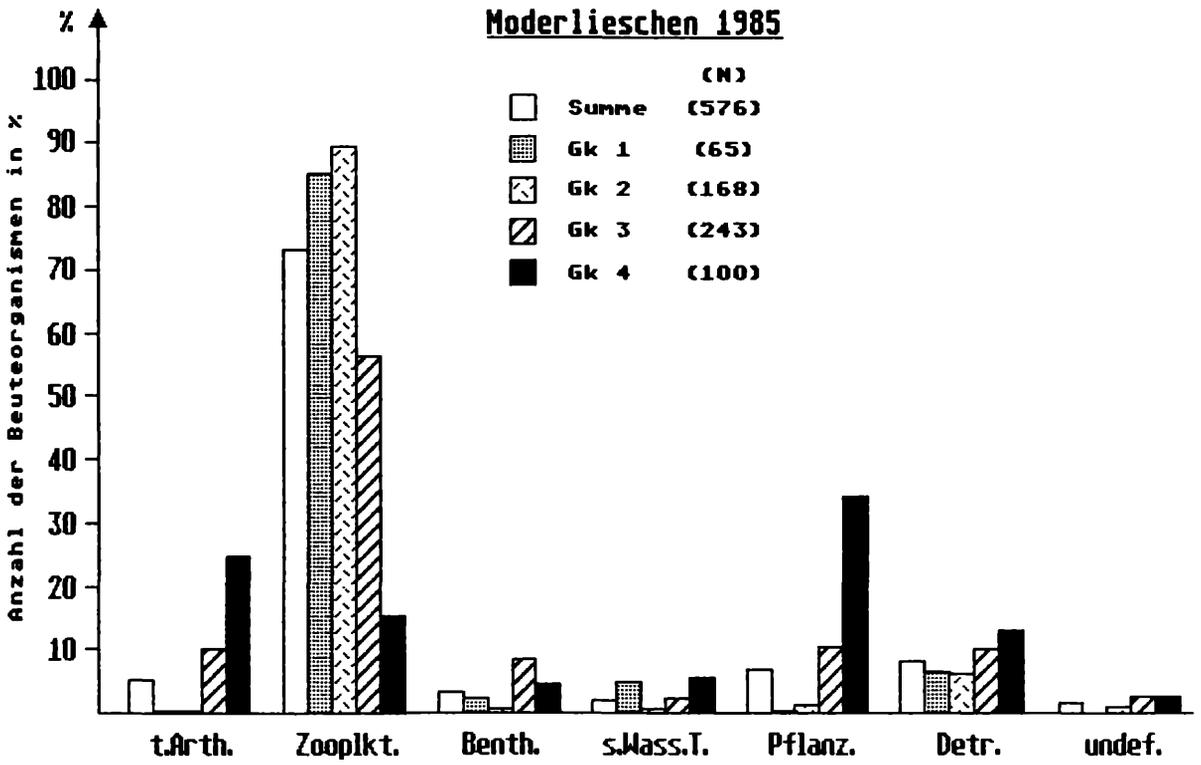


Abbildung 19

Nahrung Moderlieschen 1985; Gesamt- und Größenklassenverteilung
 oben: prozentuale Beuteanzahl an der Gesamtbeuteindividuenzahl
 unten: prozentuales Beutegewicht am Gesamtbeutenaßgewicht

nommen wurden, stieg bei diesen Größenklassen stark auf 10 % bzw. 24,7 % an. Ein weiterer starker Anstieg war bei pflanzlicher Nahrung zu verzeichnen, welche zu 10,4 % bzw. 34,1 % genutzt wurde. Auch Detritus mit 10,1 % bzw. 13 % wurde relativ häufig aufgenommen, während Benthos und sonstige Wassertiere auch bei den verschiedenen Größenklassen im oben beschriebenen Rahmen gefressen wurden (Abb. 19).

Bei der Betrachtung der Beutegewichtsanteile waren nur Zooplankton, terrestrische Arthropoden, Benthos und sonstige Wassertiere von Bedeutung. Am Gesamtgewicht waren terrestrische Arthropoden mit 30,4 %, Zooplankton mit 17,4 %, Benthos mit 45,4 % und sonstige Wassertiere mit 4,3 % in beiden Jahren beteiligt.

Auch bezüglich der Biomasse gab es wieder Unterschiede zwischen den Größenklassen. Jungfische nutzten zu 85,9 % des Gesamtbeutegewichtes Zooplankton. Schon bei der zweiten Größenklasse war der Zooplanktonanteil etwas niedriger, die Anteile bei terrestrischen Arthropoden, Benthos und zum Teil der sonstigen Wassertiere stiegen auf Werte über 10 % an. Für Größenklasse 3 bedeuteten Benthostiere mit 60,5 % die größte aufgenommene Biomasse, terrestrische Arthropoden wurden zu 26,1 % gefressen. Größenklasse 4 schließlich erreichte den größten Biomasseanteil durch die Aufnahme terrestrischer Arthropoden zu 67,1 %, gefolgt von Benthos mit 23,8 %. Der Zooplanktonanteil dieser Größenklasse betrug nur noch 0,8 %.

Die Nutzung anderer und schwererer Beute in kleinen Mengen durch die jeweils nächste Größenklasse machte sich in merklich höheren Gewichtsanteilen bemerkbar. Die Verschiebung des Nahrungsspektrums während der Onthogenese des Moderlieschens läßt sich an der Darstellung über die Biomasseanteile der Nahrung sehr gut ablesen.

4.6.4. Bitterling

Aus Abbildung 20 geht hervor, daß die Hauptnahrung des Bitterlings aus Pflanzen und Detritus mit 38,6 % bzw. 51,5 % der Gesamtbeuteanzahl bestand. Lediglich Zooplankton war zahlenmäßig mit 9,7 % noch bedeutend. Die Größenklassenverteilung zeigt, daß Jungfische Zooplankton nur zu 22,3 % nutzten. Ihr gefressener Pflanzen- bzw. Detritusanteil entsprach etwa dem der Gesamtfischzahl. Die größeren Bitterlinge nutzten nur noch zu 4 % Zooplankton und steigerten ihren Detritusanteil auf 62,1 %. Die großen Bitterlinge fraßen fast ausschließlich Pflanzen und Detritus mit 59 % bzw. 40,4 % der Gesamtbeutetieranzahl. Nur in ganz geringem Maße wurden von Bitterlingen terrestrische Arthropoden, Benthos und sonstige Wassertiere genutzt.

Aufgrund des sehr geringen Gewichtes von Pflanzen (Grünalgen und Teile höherer Pflanzen) und vor allem der Detrituspartikel (einschließlich Diatomeen) machten die wenigen gefressenen Zooplanktontiere den höchsten Gewichtsanteil von 46,5 % bei der Nahrung der Summe aller untersuchten Bitterlinge aus. Pflanzen und Detritus wurden zu 34,5 % bzw. 11,8 % der Gesamtbiomasse gefressen. Die Größenklassenverteilung beim Beutegewicht war erwartungsgemäß unterschiedlich. Die Jungfische nutzen zu 77,9 % Zooplankton, zu 13,8 % Pflanzen und zu 6,7 % Detritus. Die mittelgroßen Bitterlinge fraßen nur noch 19,9 % Zooplankton, 15,8 % terrestrische Arthropoden und schon einen hohen Pflanzenanteil von 41,8 % sowie

Detritus zu 19,9 %. Bei den großen Bitterlingen schließlich betrug der Pflanzenanteil an der Gesamtbio-masse 87,5 %, der Detritusanteil 11,4 % und der Zooplanktonanteil nur noch 0,5 %.

4.6.5. Beutegröße der Kleinfische

Die Größe der gefressenen Beute bewegte sich bei allen drei Arten im Bereich zwischen 0,3 mm und 8 mm Körperlänge. Es gab jedoch artspezifische Unterschiede und auch Verschiebungen im Laufe des Untersuchungszeitraumes. Die Verteilung der Beutegröße ist in den Abbildung 21 dargestellt.

Bei allen drei Arten war der größte Teil der Beuteorganismen mit 80 % und mehr Anteil an der Gesamtbeute nicht größer als 2 mm. Bei den Stichlingen schwankte der Anteil in diesem Bereich zwischen ca. 80 % und ca. 93 %, bei den Moderlieschen um 93 % und bei den Bitterlingen machte dieser Beuteanteil bereits 99,9 % aus. Die Beutegröße bis 4 mm wurde vom Stichling zu 98,2 % bis 99,3 %, vom Moderlieschen zu 99,5 % und vom Bitterling zu 100 % der Gesamtbeute genutzt (Abb. 21).

Die schon bei der Beschreibung der Stichlingsnahrung festgestellte Verschiebung des Nahrungsspektrums wird auch hier wieder sichtbar. Die Nutzung von mehr Zooplankton ließ den Nahrungsanteil der Beute bis 2 mm Größe von 79,7 % auf 92,9 % im Verlauf der Untersuchungszeit ansteigen. Eine Verschärfung der Nahrungskonkurrenz bezüglich der kleinen Beutegruppen kann hier angenommen werden, da Moderlieschen und Bitterlinge diese mit Einschränkungen fast ausschließlich nutzten (vgl. Kap. C.4.7.). Der Anteil von Beute, die größer als 4 mm war, betrug bei diesen Arten nur 0,5 % bzw. 0 %, beim Stichling zwischen 0,7 % und 1,8 %.

4.6.6. Nahrung sonstiger Fischarten

Die Ergebnisse der Nahrungsuntersuchung von den sonstigen Fischarten zeigt Tabelle 23. Es wurden im Vergleich zu den Kleinfischen nur wenige Individuen untersucht (Tab. 23 Zahlen in Klammern), trotzdem sind hiernach tendenzielle Aussagen über eventuell vorhandene Nahrungsüberschneidungen und Nahrungskonkurrenz zu den Kleinfischen möglich.

Die verschiedenen Beutekategorien fassen dieselben Organismengruppen zusammen wie in Tabelle 21 angegeben. Eine Ausnahme bilden die sonstigen Wassertiere. Aus dieser Gruppe wurden die Mollusken, Amphibien und Fische als Beute extra herausgestellt. Besonders bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang der Fund von größeren Stichlingen und einem jungen Teichmolch in den Därmen von großen Karpfen. Diese Karpfen waren 50 cm lang und 2200 g schwer bzw. 55 cm lang und 2300 g schwer. Das zeigt, daß Karpfen von entsprechender Größe durchaus einen Effekt als Räuber haben können. Die Hauptbeute der Karpfen bestand jedoch aus Benthosorganismen wie Ephemeropterenlarven und Chironomidenlarven zu 31 %, Mollusken zu 23,7 % und Pflanzenbestandteilen zu 22,9 %.

Auch Schleien und Gründlinge gehören als Grundfische zu den Hauptkonsumenten von Benthosorganismen. Dies drückt sich bei den Schleien in gefressenen Beuteanteilen von 35,7 % Benthos, 18,8 % Mollusken und 28,2 % Detritus aus; bei den Gründlingen waren es sogar 61,8 % Benthos, 15,6 % Mollusken und 8,7 % Detritus. Rotaugen

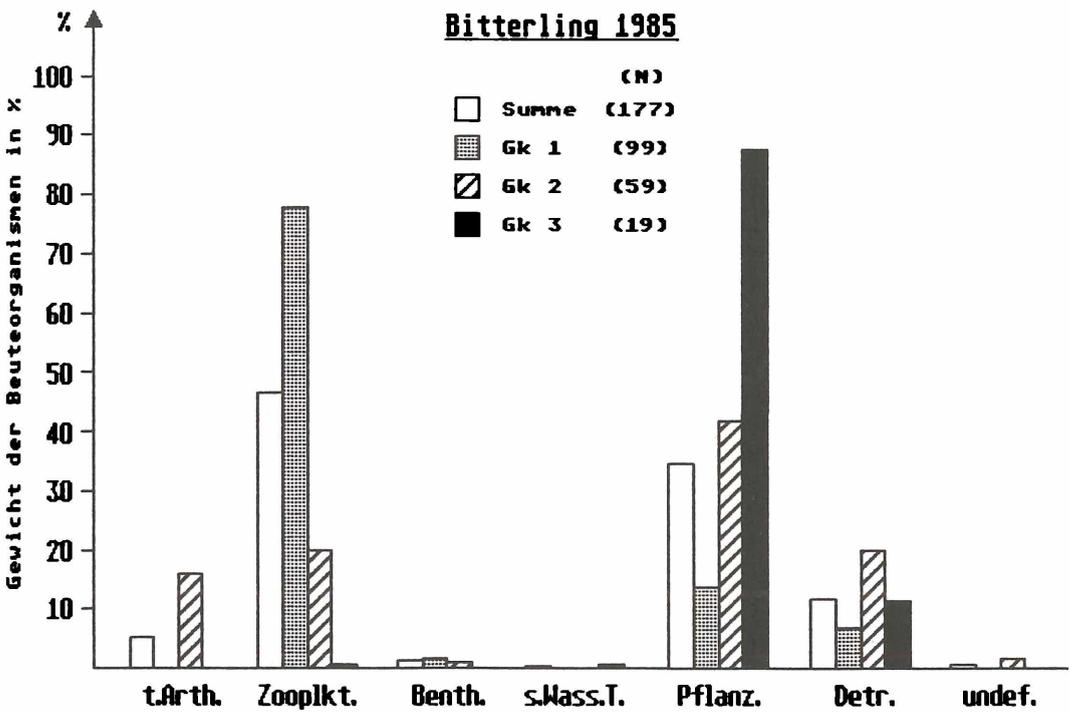
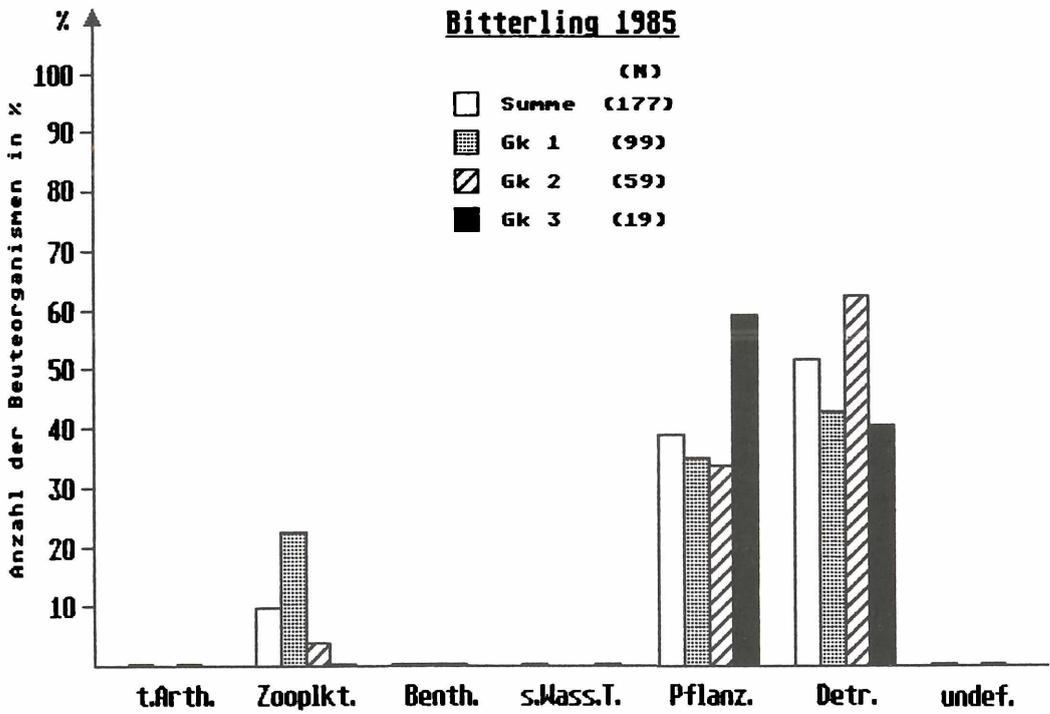


Abbildung 20

Nahrung Bitterling 1985; Gesamt- und Größenklassenverteilung
 oben: prozentuale Beuteanzahl an der Gesamtbeuteindividuenzahl
 unten: prozentuales Beutegewicht am Gesamtbeutenaßgewicht

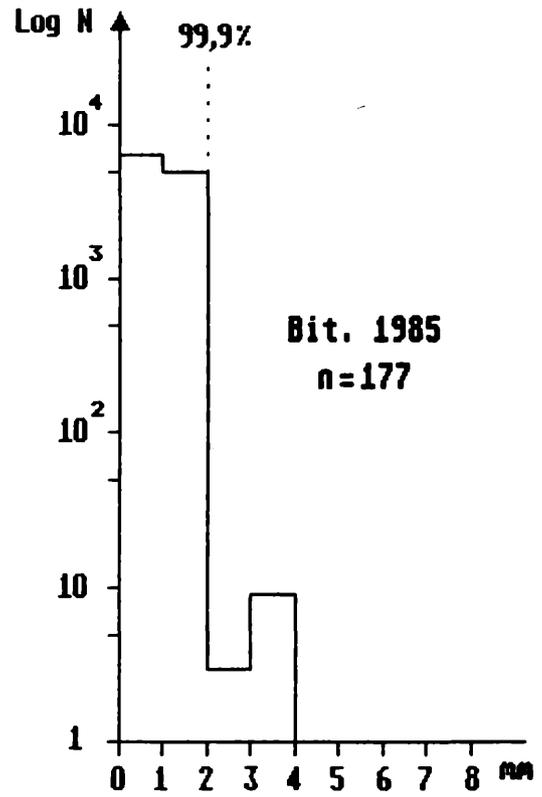
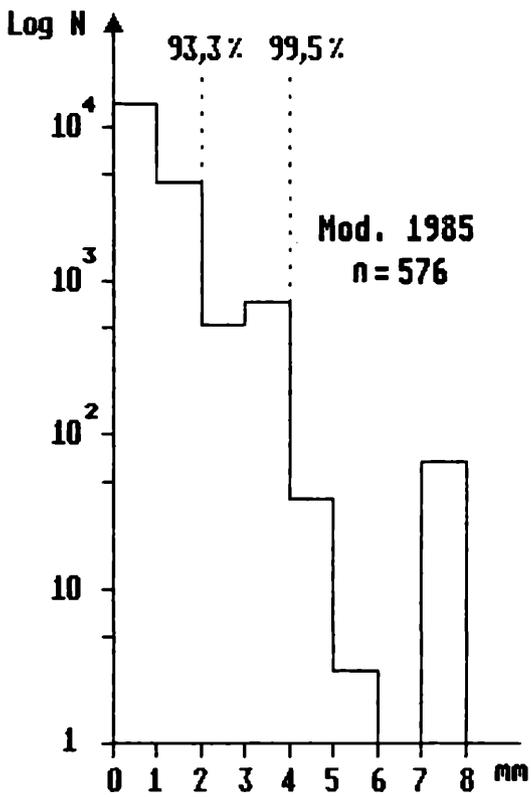
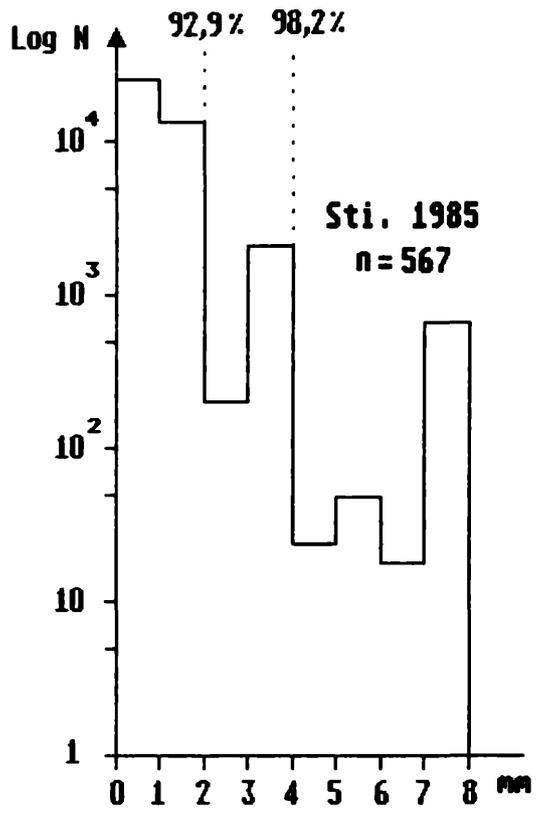
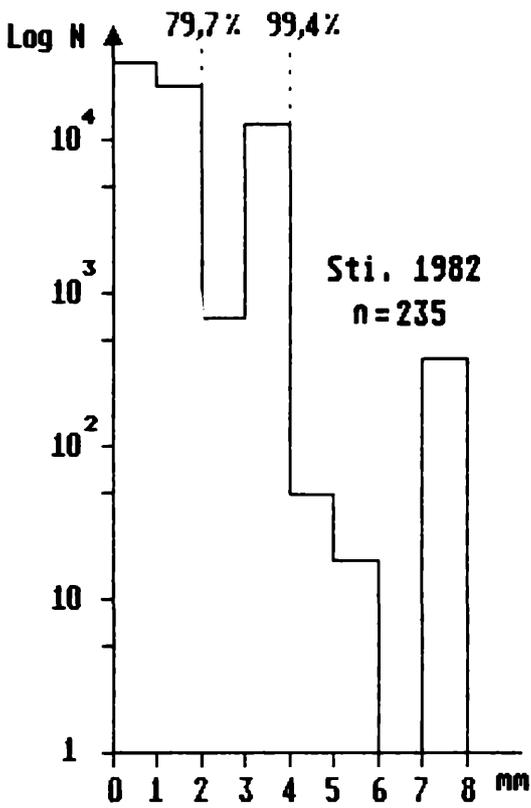


Abbildung 21

Beutegröße; Stichling 1982-1985; Moderlieschen 1985; Bitterling 1985;

Ordinate: Beuteindividuenzahl;

Abszisse: Beutegröße/mm

n: Anzahl untersuchte Fische; oben kumulative Grenzen

und Goldfische fraßen dagegen überwiegend Pflanzen und Detritusmaterial. Bei den Rotaugen überwog der Detritus mit 44,7 % die Pflanzenanteile mit 29,5 %. Benthos, Mollusken und sonstige Wassertiere wurden nur jeweils zu ca. 5 % gefressen. Der Zooplanktonanteil war bei den Rotaugen mit 10,5 % von den sonstigen Fischarten am höchsten. Die Goldfische fraßen zu 61,5 % Pflanzenbestandteile und zu 27,5 % Detritus. Die restlichen 10 % der Nahrung verteilen sich etwa gleichmäßig auf die anderen Bestandteile (Tab. 23).

Tabelle 23

Nahrung sonstiger Fischarten, Gesamtbeuteanzahl und prozentuale Verteilung

- 1) Stichlinge bis 40 mm Körperlänge
2) juv. Teichmolch 42 mm lang

	Rotaug (40)		Gründling (10)		Schleie (15)		Karpfen (10)		Goldfisch (20)	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Zooplankton	345	10,5	11	3,2	12	2,5	104	7,5	34	4,1
Benthos	169	5,2	214	61,8	171	35,7	428	31	18	2,2
s.Wassertiere	174	5,3	22	6,4	25	5,2	107	7,7	16	1,9
Mollusken	157	4,8	54	15,6	90	18,8	327	23,7	23	2,8
Fische ¹⁾	-	-	-	-	-	-	4	0,3	-	-
Amphibien ²⁾	-	-	-	-	-	-	1	0,07	-	-
Pflanzen	967	29,5	15	4,3	46	9,6	316	22,9	511	61,5
Detritus	1465	44,7	30	8,7	135	28,2	94	6,8	229	27,5
Σ	3277	100	346	100	479	100	1381	100	831	100

4.7. Nahrungsselektivität und Nahrungskonkurrenz

Dieser Abschnitt soll zeigen, ob und welche intra- und interspezifischen Konkurrenzphänomene bei den drei untersuchten Kleinfischarten vorhanden waren und welche Konkurrenzvermeidungsstrategien zum Tragen kamen.

4.7.1. Nahrungsselektivität: Ivlev-Index

Um herauszufinden, ob und welche Nahrung aus dem in Kapitel C.3. beschriebenen Nahrungsangebot selektiert bzw. gemieden wird, wurde mit Hilfe des Ivlev-Index (IVLEV, 1955) die Nahrungsselektivität nach folgender Formel ermittelt:

$$IE = \frac{r-p}{r+p}$$

p ist hierbei der prozentuale Anteil eines Beutetyps an der potentiellen Beute (= Nahrungsangebot in Abschnitt A.2), r ist der prozentuale Anteil dieser Beute an der tatsächlich gefressenen Beute (= effektive Beute). Der Ivlev-Index kann Werte zwischen +1 und -1 annehmen. Positive Werte bedeuten, daß ein Beutetyp überproportional häufig gefressen, also selektiert wurde. Negative Werte zeigen die Vermeidung oder unterproportionale Nutzung einer Beute an. Ist der Wert Null, so wurde die Beute entsprechend ihres prozentualen Anteiles am Nahrungsangebot gefressen.

Der Vergleich zwischen Nahrungsangebot und effektiver Fischbeute ist nur für die Jahre 1984 und 1985 möglich, da das Nahrungsangebot nur in diesen Jahren untersucht wurde. Bei diesem Vergleich mußten außerdem für das Nahrungsangebot schwer quantifizierbare Bestandteile wie terrestrische Arthropoden, Pflanzen und Detritus ausgespart werden. Hier wird nur beispielhaft auf die berechneten Ivlev-Indizes für das Jahr 1985 eingegangen, die in Abbildung 22 zusammengefaßt sind.

Die Summe aller Stichlinge fraß selektiv Ephemeropterenlarven, Coleopterenlarven, Chironomidenlarven, Cladoceren und Copepoden Eindeutig am stärksten wurden Chironomidenlarven selektiert (IE = +0,85). Bei Betrachtung der Nutzung von Ephemeropterenlarven und Coleopterenlarven fällt auf, daß diese zwar in der Summe stark selektiert wurden, die verschiedenen Fischgrößenklassen diese aber durchaus unterschiedlich intensiv nutzten. Jungfische mieden diese Beute total (IE = -1), mittelgroße Stichlinge selektierten Ephemeropterenlarven leicht und fraßen Coleopterenlarven entsprechend dem Angebot (IE = 0) und große Fische selektierten beides deutlich bis stark. Die Ivlev-Indizes für die restlichen Beutetypen (Ostracoden, Trichopterenlarven, Gastropoden, Ostracoden bzw. Hirudineen) waren stark negativ. Diese Beute wurde von Stichlingen wenig genutzt, also vermieden.

Moderlieschen fraßen 1985 selektiv Coleopterenlarven, Chironomidenlarven, Cladoceren und Copepoden. Vermieden wurden in der Summe Ephemeropterenlarven, Trichopterenlarven, Ostracoden und Oligochaeten. Am stärksten selektiert wurden von den Moderlieschen Chironomidenlarven und Coleopterenlarven. Auch bei dieser Fischart verhielten sich die Größenklassen differenziert. Coleopterenlarven wurden von kleinen Fischen stark gemieden, von den großen jedoch sehr stark selektiert. Trichopterenlarven wurden ebenfalls von Jungfischen nicht genutzt, von größeren etwa entsprechend des Nahrungsangebotes gefressen. Cladoceren wurden von kleinen Fischen selektiert, von den großen gemieden. Copepoden wurden von Jungfischen stark selektiv, von mittleren Größenklassen entsprechend des Angebotes gefressen, von großen Moderlieschen dagegen total gemieden. Die wichtigste nicht erfaßte Moderlieschennahrung bildeten terrestrische Arthropoden. Nach jahrelanger und intensiver Beobachtung kann aber gesagt werden, daß diese Beute von den Moderlieschen stark selektiv gefressen wird. Nahezu unaufhörlich stiegen Moderlieschen (ähnlich den Salmoniden) an die Wasseroberfläche und sammelten alle bewältigbaren Beuteorganismen ab.

Die Bitterlinge vermieden Chironomidenlarven, Cladoceren und Copepoden in der Summe deutlich und in den Größenklassen mit unterschiedlicher Gewichtung. Jungfische nutzten Chironomidenlarven etwa und Copepoden genau entsprechend dem Nahrungsangebot, während Cladoceren gemieden wurden. Die größeren Fische mieden die genannten Beutetypen stark. Die Hauptnahrung der großen Bitterlinge bestand ja aus Pflanzen und Detritus, also Beutetypen, die hier nicht miteinbezogen sind. Es ist jedoch auch kaum vorstellbar, daß Pflanzen oder Detritus selektiv gefressen wurden, da dieses Angebot zumindest während des Untersuchungszeitraumes unerschöpflich erschien.

4.7.2. Nahrungsüberlappung: Overlap-Index

Die Nahrungskonkurrenz zwischen zwei Arten ist um so höher, je mehr sich die Nahrungsansprüche beider Arten qualitativ und quantitativ ähneln bzw. überlappen. Der Grad der Beuteüberlappung zweier Arten oder allgemein zweier unterschiedlicher Gruppen von Beutenutzern (also auch innerhalb einer Art) kann sehr schön mit dem Overlap-Index nach ZARET & RAND (1971) dargestellt werden. Dieser ist definiert durch die Formel:

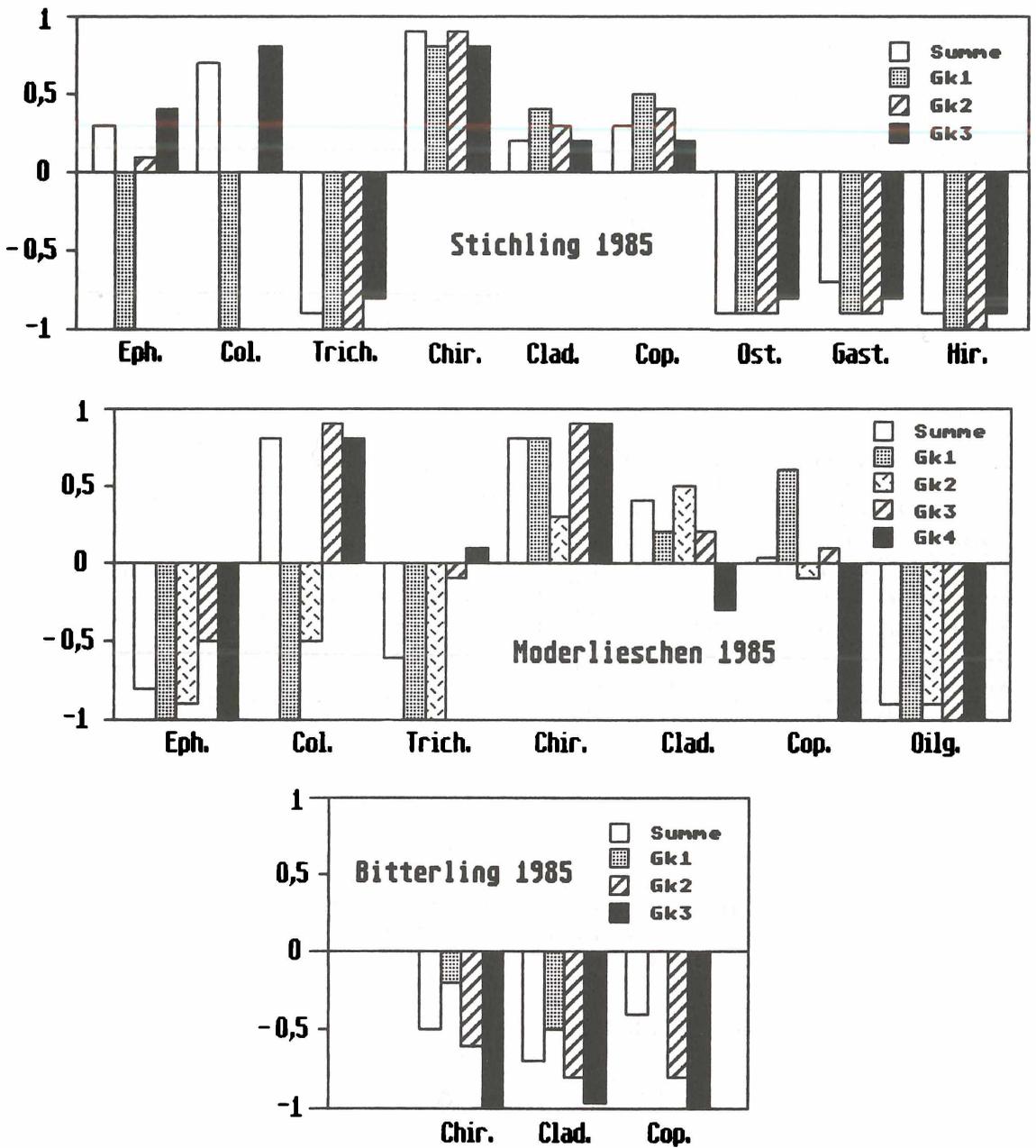


Abbildung 22
Ivlev-Indizes 1985; Stichling, Moderlieschen, Bitterling

$$\alpha_{x,y} = \frac{2 \sum_{i=1}^s x_i y_i}{\sum_{i=1}^s x_i^2 + \sum_{i=1}^s y_i^2}$$

Dabei ist s die Anzahl aller gefressenen Beutekategorien, x_i der gefressene Anteil der Art x von der Beutekategorie i (für y gilt entsprechendes). α kann Werte zwischen 0 (keine Überlappung) und 1 (totale Überlappung) annehmen. Die Overlap-Indizes für die Gesamtsumme sowie die einzelnen Größenklassen der drei Arten sind in Tabelle 24 und Abbildung 23 dargestellt.

Die größte Nahrungsüberlappung bestand zwischen Stichling und Moderlieschen. Sowohl die Summe der untersuchten Fische als auch die kleineren Größenklassen beider Arten nutzten in starkem Maße die gleiche Nahrung (Tab. 24, Abb. 23). Die α -Werte der Summe und die der beiden kleinen Größenklassen bewegten sich im Jahr 1985 um 0,8,

für die Jungfische im Jahr 1984 betrug der Wert sogar 0,99. Bei großen Fischen erreichte der Wert 1985 immerhin noch knapp 0,5. Erst beim Vergleich der großen Stichlinge mit den größten Moderlieschen (Gk4) war die Nahrungsüberlappung mit 0,16 sehr gering.

Zwischen Stichling und Moderlieschen herrschte also eine starke Übereinstimmung der Beutenutzung überwiegend durch Fressen von Zooplankton- und Benthosorganismen und damit eine starke Konkurrenz. Durch die Erschließung terrestrischer Arthropoden und teilweise Pflanzen als Nahrung durch die großen Moderlieschen nahm die Konkurrenz mit der Größe der Fische beider Arten ab (Abb. 23).

Sowohl zwischen Stichlingen und Bitterlingen als auch zwischen Moderlieschen und Bitterlingen bestand keine hohe Nahrungsüberlappung. Die Bitterlinge, welche ja überwiegend Pflanzen und Detritus fraßen, nutzten nur als Jungfische Planktonnahrung. Dadurch war die Überlappung der Jungfische bei beiden Vergleichen etwas höher, jedoch

Tabelle 24

Overlap-Indizes 1984/1985 von Stichling, Moderlieschen und Bitterling

	Summe	G1	G2	G3	G3/4
St./Mo. '84	0,39	0,99	0,2	-	-
St./Mo. '85	0,83	0,8	0,82	0,45	0,16
St./Bi. '85	0,28	0,35	0,17	0,2	-
Mo./Bi. '85	0,26	0,41	0,09	0,07	0,22

nicht gravierend. Größere Bitterlinge und Moderlieschen nutzten im Vergleich die unterschiedlichste Nahrung. Dadurch waren hier die α -Werte mit unter 0,1 am geringsten (Tab. 24 und Abb. 23), was gleichbedeutend mit geringer Nahrungskonkurrenz war.

4.7.3. Veränderungen bei der Stichlingspopulation

Die Entwicklung nahrungsökologisch relevanter Parameter des Stichlingsbestandes von 1982 bis 1985 ist in Abbildung 24 dargestellt. Schon mehrfach wurde auf eine Verschiebung der Beutenutzung durch die Stichlinge hingewiesen. Abb. 24a gibt dieses Phänomen deutlich wieder. Sie zeigt, daß der Anteil kleiner Beutetiere (bis 2 mm) in diesem Zeitraum von 79,7 % auf 92,9 % angestiegen ist. Hier spiegelt sich die überwiegend verstärkte Nutzung von Zooplankton wieder. Gleichzeitig ist das mittlere Beutegewicht pro Fisch von 25,3 mg auf 9,7 mg (Abb. 24b), die mittlere Zahl gefressener Beuteorganismen pro Fisch von 95,8 auf 75 (Abb. 24c) und die mittlere Körperlänge der Stichlinge von 37,5 mm auf 35,3 mm (Abb. 24d) abgesunken.

4.7.4. Einfache Regressionsanalysen

In einer einfachen Regressionsanalyse wurde überprüft, ob und welche Zusammenhänge zwischen

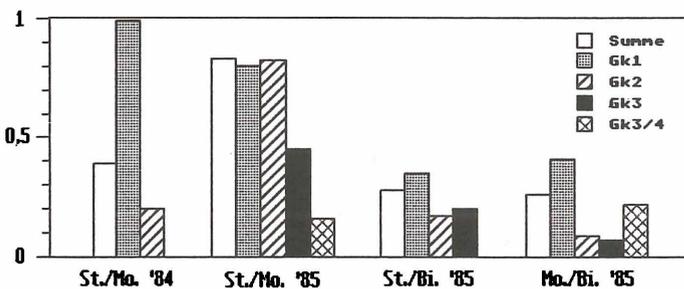


Abbildung 23
Nahrungsüberlappung zwischen Stichling, Moderlieschen und Bitterling 1984 und 1985

Tabelle 25

Regressionsgeraden, Korrelationen und Signifikanzen nahrungsökologisch relevanter Entwicklungen beim Stichling 1982-1985

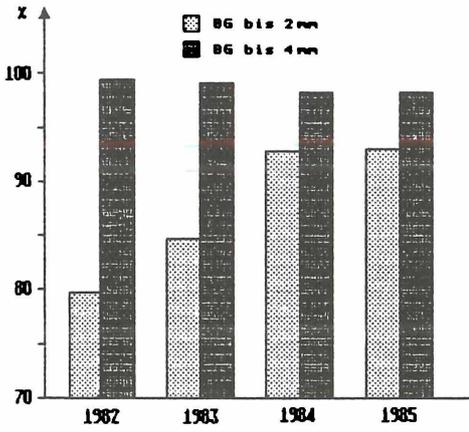
Y	X	Y (X)	R	P
Beutegewicht	B.größe b. 2 mm	- 1,075 x + 109,7	- 0,98	0,023
Körperlänge Sti.	B.größe b. 2 mm	- 0,144 x + 49,04	- 0,96	0,042
Körperlänge Sti.	Beutegewicht	0,129 x + 34,4	0,94	0,056
Körperlänge Sti.	Beutezahl	0,097 x + 27,9	0,94	0,057
Beutezahl	B.größe b. 2 mm	- 1,191 x + 192,45	- 0,81	0,189
Beutegewicht	Beutezahl	0,589 x - 36,35	0,79	0,213

den in Abb. 24 gezeigten Entwicklungen bestehen. Tabelle 25 gibt einen Überblick der gefundenen Ergebnisse.

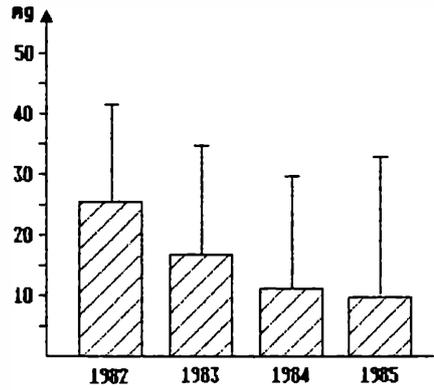
Für die ersten vier Vergleiche ergaben sich hohe Korrelationen, die sich als signifikant erwiesen bzw. nahe der Warngrenze von $P = 0,05$ lagen. Diese Korrelationen sind in Abb.25 dargestellt. Bei den restlichen Vergleichen waren deutliche Korrelationen vorhanden, die aber nicht signifikant sind. Hohe negative Korrelationen ergaben die Vergleiche der Abnahme des Beutegewichtes gegen den Anstieg Beutegröße bis 2 mm und die Abnahme Körperlänge der Stichlinge gegen den Anstieg Beutegröße bis 2 mm. Beide Abhängigkeiten waren signifikant. Hohe positive Korrelationen bestanden zwischen den Vergleichen der Körperlänge der Stichlinge gegen das Beutegewicht und gegen die Beuteorganismenanzahl. Die Signifikanzen dieser Vergleiche überschritten jedoch knapp die statistische Warngrenze und sind daher mit Vorbehalt zu betrachten. Nicht signifikant waren die etwas niedrigeren Korrelationen zwischen Beutezahl und dem Anteil der Beute bis 2 mm Größe sowie dem Beutegewicht und der Beutezahl (Tab. 25 und Abb. 25).

D. Diskussion

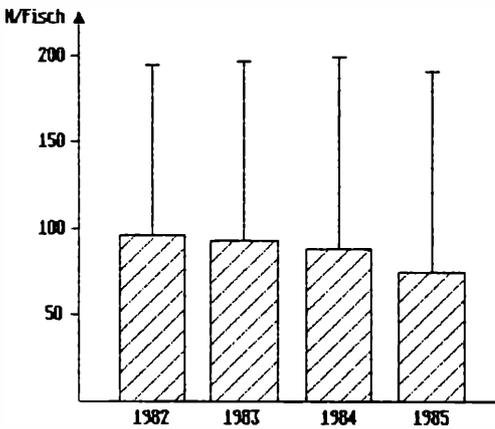
Der **Temperaturverlauf** des Untersuchungsgewässers glich dem eines typischen, mäßig tiefen, stehenden Gewässers mit relativ rascher Erwärmung im Frühjahr, einem Plateau im Sommer und rascher Abkühlung im Herbst. Eine Spezialität des Untersuchungsgewässers war jedoch das Fließen im Kreislauf. Dadurch wurden Anstieg bzw. Abfall der Temperatur in Frühjahr und Herbst steiler, da das schneller auf Witterungseinflüsse reagierende Bachwasser die Teiche durchfloß und so eine schnellere Durchmischung mit Temperaturangleichung stattfand. Im Frühjahr und Herbst hatte das Untersuchungsgewässer bezüglich der Temperaturverhältnisse durchaus Ähnlichkeit mit einem Altwasser Hauptfluß-System einer natürlichen Flußau, nur mit dem Unterschied, daß hier der Bach



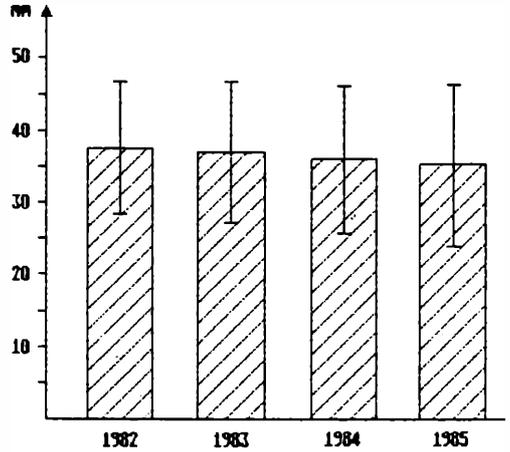
a) relative Beuteanzahl bis 2 mm und 4 mm Beutegröße



b) Beutegewicht/Fisch



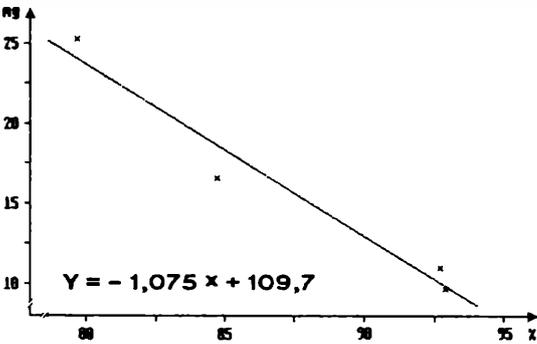
c) Anzahl der Beutetiere/Fisch



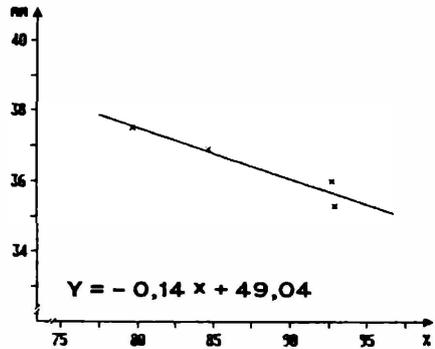
d) Körperlänge Stichlinge

Abbildung 24

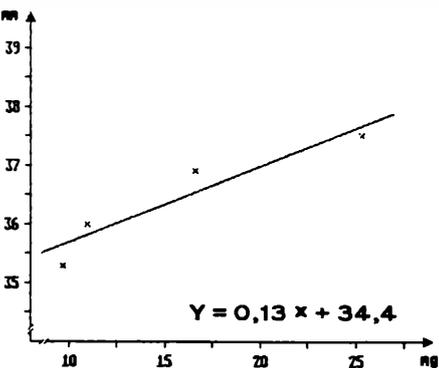
Entwicklung nahrungsökologisch relevanter Parameter und der Körperlänge beim Stichling 1982-1985



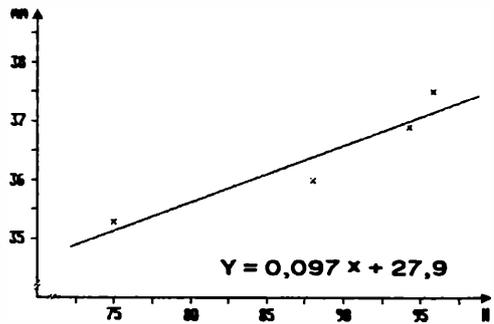
a) Beutegewicht - Anteil Beute bis 2 mm Größe



b) Körperlänge Stichlinge - Anteil Beute bis 2 mm Größe



c) Körperlänge Stichlinge - Beutegewicht



d) Körperlänge Stichlinge - Beutezahl

Abbildung 25

Korrelationen von Entwicklungen nahrungsökologisch relevanter Parameter beim Stichling 1982-1985

dem Altwasser und die Teiche dem Fluß entsprechen. Die geringen Temperaturunterschiede zwischen Bach und Teichen waren wahrscheinlich mit ein Auslöser für Fischwanderungen, die in diesen Jahreszeiten verstärkt stattfanden.

Die **Sauerstoffverhältnisse** wurden sehr stark durch Eutrophierung und die damit verbundene Pflanzenentwicklung geprägt. Die hohen Übersättigungen von Sauerstoff in den Bachabschnitten A und B deckten sich mit der hohen Primärproduktion im Bach, während im Süchteich viel seltener und mit niedrigeren Maxima Übersättigungen auftraten. In der Tat war vor allem die Algenproduktion im Bach sehr hoch während diese im Süchteich fast keine Rolle spielte (vgl. Kap. C.2.). Bemerkenswert war jedoch, daß trotz der Strömung im Bach, die einen gewissen Gasaustausch vollbringen sollte, derartig hohe Übersättigungen festgestellt wurden. Offenbar waren die beiden warmen Jahre 1982 und 1983 durch hohe Wassertemperaturen in Verbindung mit einer hohen Lichtintensität verantwortlich für eine hohe Algenproduktion und damit auch für die hohen Übersättigungen im Bach, dessen Strömungsintensität nicht ausreichte, um den überschüssigen Sauerstoff aus dem Wasser zu treiben.

Die relativ hohen **PH-Werte** sind sehr wahrscheinlich auf biogene Entkalkung zurückzuführen. Die Betrachtung des niedrigen Kalkgehaltes (Tab. 5) in Verbindung mit der hohen pflanzlichen Produktion und den hohen Sauerstoffsättigungswerten weisen ebenso in diese Richtung, wie die Unterschiede zwischen Bach und Teich sowie die beträchtlichen Tagesschwankungen. Die relativ niedrigen Werte im Jahr 1984 zeigen wie die Messung der Sauerstoffsättigung im gleichen Jahr, daß der beschriebene Effekt stark wetterabhängig ist. Kühle, regnerische (daher bedeckte) Sommer sind offenbar förderlich für biologisch günstigere Lebensbedingungen der Gesamtbiozönose eines nährstoffbelasteten Gewässers.

Der **Leitwert** war während des ganzen Untersuchungszeitraumes relativ niedrig. Der nährstoffreiche Zustand des Gewässers spiegelte sich im Leitwert also nicht wieder. Dies gibt Anlaß zu der Vermutung, daß nahezu alle im Wasser frei verfügbaren Nährstoffe sofort in Pflanzenbiomasse umgesetzt wurden und sich über abgestorbene Pflanzenreste, die nicht sofort abgebaut wurden, im Boden anreicherten oder anders gebunden wurden und so nicht mehr über den Leitwert meßbar waren. Wühlende Fische waren in der Lage, im Boden oder an der Substratoberfläche gebundene Nährstoffe wie zum Beispiel Phosphat wieder freizusetzen, die dann sofort wieder in pflanzliche Biomasse umgesetzt werden konnten.

Die gemessenen **Trübungswerte** spiegeln die Wühl-tätigkeit der Fische, Algenblüten und auch stark bewegtes Wasser durch Wind wieder. Stets waren die Werte im Teich (höhere Fischdichte) höher als im Bach (geringe Fischdichte). Lediglich nach der Eisschmelze im Frühjahr waren die Werte im Bach höher, da zu dieser Zeit in Eis und Schnee akkumulierte Nährstoffe in den Bach gelangten und dieser durch anschalten der Pumpen stärker umgewälzt wurde.

Bei den **sonstigen Parametern** ist bemerkenswert, daß die Verbindungen, die bekanntlich maßgeblich an einer Gewässereutrophierung beteiligt sind wie Phosphat und Nitrat bzw. Nitrit praktisch nicht im

Untersuchungsgewässer nachgewiesen werden konnten. Mindestens in den ersten Jahren des Bestehens des Untersuchungsgewässers von 1976 bis 1981 wurden jährlich 2 Tonnen Düngemittel, die Phosphat, Stickstoff und Kalk enthielten, im botanischen Garten verbraucht (BEYER, 1981). Mit Sicherheit ist ein beträchtlicher Anteil davon auch in das Untersuchungsgewässer gelangt, das den ganzen Garten durchfließt und an dessen Ufer sich teilweise intensiv gepflegte Pflanzenbeete befinden (vgl. Kap. B.1.). Ein weiterer Nährstofflieferant war die bis 1983 täglich durchgeführte Nutzfischfütterung. Auch hier bestätigt sich die Annahme, daß die in großer Menge vorhandenen Nährstoffe schnell in Pflanzenbiomasse umgesetzt und/oder im Sediment gebunden wurden, so daß sie im Wasser nicht nachweisbar waren.

Insgesamt betrachtet charakterisieren die ermittelten chemisch-physikalischen Daten das Untersuchungsgewässer als typisches eu trophes, stehendes bzw. langsam fließendes Gewässer. Die sonnen-exponierte Lage in Verbindung mit dem hohen Nährstoffeintrag und einer geringen Pufferkapazität bedingten hohe Sommertemperaturen, eine üppige Pflanzenproduktion mit den gezeigten Folgen von Sauerstoffübersättigung und drastischem pH-Anstieg. Der anfänglich vorhandene relativ hohe Nutzfischbesatz könnte in Verbindung mit zeitweise aufgetretenen anaeroben Bedingungen als Eutrophierungsfolge für den hohen Ammoniumgehalt von 0,2 mg/l im Jahre 1982 verantwortlich gewesen sein. Eine Umwandlung dieser Menge in Ammoniak würde für bestimmte Fischarten bereits letal wirken (AMLACHER, 1972).

Aufgrund der beschriebenen Bedingungen war das Gewässer von vornherein nur abschnittsweise und für bestimmte Fischarten geeignet. Die im Vergleich zum Gesamtgewässer kurzen, schneller fließenden Bereiche (C1, C3) waren wegen ihrer ungünstigen Struktur (vgl. Kap. B.1.) in Verbindung mit den chemisch-physikalischen Bedingungen als Fischlebensraum ungeeignet. Die sehr geringe Fischdichte der langsam fließenden Abschnitte A2 und A3 läßt sich vermutlich auch auf die ungünstigen hydrographischen Bedingungen zurückführen. Die dort z.T. sehr hohen Sauerstoffübersättigungen und pH-Werte als Folge besonders hoher Primärproduktion führten offenbar dazu, daß diese Abschnitte von Fischen gemieden wurden. Hohe Sauerstoffübersättigungen können zur sogenannten Gasblasenkrankheit führen, hohe pH-Werte zur Basenkrankheit (AMLACHER, 1972; SCHMIDT, 1978).

Zur **Pflanzenentwicklung** im Untersuchungsgewässer ist folgendes auszuführen: Offenbar bestand eine gegenseitige Beeinflussung von dichten Algenwatten auf der einen Seite und Schwimmblattpflanzen auf der anderen Seite. Die sonnenexponierte Lage, der hohe Nährstoffeintrag und die Wühl-tätigkeit der Nutzfische bedingten im Nordteich und oberen Bach eine starke Vermehrung der vor-handenen Elodeabestände und in vegetationsfreien Abschnitten eine starke Fadenalgenentwicklung. Bis 1983 wurden diese Pflanzenbestände mehrmals im Jahr gelichtet. Dieser Eingriff, der immer während der Sommermonate, also in der produktivsten Vegetationszeit stattfand, schaffte immer neue Freiwasserflächen und damit ideale Bedingungen für eine noch üppigere Algenentwicklung. 1982

wurde die künstliche Nährstoffzufuhr praktisch eingestellt, 1983 schließlich der Nutzfischbestand erheblich reduziert. Außerdem wurden die Pflanzenräumaktionen nur noch einmal jährlich im Herbst durchgeführt.

Durch diese Maßnahmen ging die Algenproduktion ab 1984 merklich zurück und die höheren Wasserpflanzen hatten eine Chance, ihre Bestände zu vergrößern, was auch geschah. Die nun einsetzende Vermehrung der Schwimmblattpflanzen brachte eine Vergrößerung der vorher fast vollständig bedeckten Freiwasserfläche mit sich. Trotzdem bildeten sich keine neuen Algenteppiche. Anscheinend verhinderte ein ausgeprägter Bestand an höheren Wasserpflanzen die Algenbildung trotz hoher Lichtintensität und Nährstoffreichtum (vgl. ELLENBERG, 1982). Auch die Röhrlichtanteile profitierten anscheinend von der Abwesenheit der Algen und der daraus resultierenden höheren Lichtdurchflutung des Gewässers, so daß eine typische Verlandung vor allem durch *Typha latifolia* einsetzte.

1985 und 1986 machten diese Gewässerabschnitte bezüglich der Pflanzendecke einen durchaus ausgewogenen ökologischen Eindruck. Die Freiwasseranteile waren in diesen Jahren am höchsten, das sichtbare Wasser war als relativ klar zu bezeichnen. Allem Anschein nach waren die getroffenen Maßnahmen die richtigen, um aus dem Gewässer ein zwar nach wie vor eutrophes, aber dennoch naturnahes zu machen, das man durch genaue Beobachtung und die richtigen Eingriffe zur richtigen Zeit auf einem bestimmten Verlandungsstadium bei durchaus stabilen ökologischen Verhältnissen halten könnte. Im Südteich spielten Fadenalgen nie eine Rolle, da dieser von Anfang an mit einer größeren Menge von Schwimmblattpflanzen bepflanzt worden war.

Die Entwicklung der Pflanzenbestände ist bei den im Untersuchungsgewässer herrschenden stark eutrophen Bedingungen also im Wesentlichen durch Lichtkonkurrenz zwischen Algen und höheren Wasserpflanzen zu erklären. Sowohl die Initialpflanzungen als auch die menschlichen Eingriffe haben seit Bestehen des Gewässers diese Konkurrenz beeinflußt und so zeitweise die Algen und zeitweise die höheren Wasserpflanzen begünstigt. Nach ELLENBERG (1982) ist bei Süßwasserpflanzengesellschaften von entscheidender Bedeutung, welche Arten sich zufällig als erste Pioniere ansiedeln (bzw. angesiedelt werden). Diese Arten sind dann später hinzukommenden Arten im Vorteil bzw. verhindern sogar deren Ansiedelung. Diese Konkurrenzmechanismen lassen sich hervorragend für gezielte Pflegeeingriffe nutzen, um dem Gewässer zu einer insgesamt vorteilhafteren Entwicklung zu verhelfen.

Die regelmäßige Untersuchung des **Nahrungsangebotes** für die Fische in Form von Benthos- und Planktonuntersuchungen brachte deutliche Erkenntnisse über die erheblichen Auswirkungen eines zu dichten Fischbestandes auf die Wirbellosenfauna. Die sehr großen Organismendichteunterschiede zwischen den verschiedenen Bachbereichen in beiden Untersuchungsjahren lassen sich eindeutig auf die unterschiedliche Fischdichte zurückführen. Die Fischdichte war der einzige Parameter, in dem sich die Bachabschnitte unterschieden. Bis auf eine Ausnahme im Jahr 1985, wo die Chironomiddichte im fischreichen unteren Bachabschnitt B1 deutlich höher war als im fischarmen Abschnitt A2, lagen die Individuendichten bei ho-

her Fischdichte um ein Vielfaches unter denen bei niedriger Fischdichte.

Ein weiteres wichtiges Ergebnis ist die in diesem Zusammenhang beobachtete Schwankung der gefundenen Individuendichten der Wirbellosen in den verschiedenen Untersuchungsjahren, die sich nur als natürliche Schwankung erklären lassen. Lediglich beim Zooplankton waren die Dichten sowohl in beiden Untersuchungsjahren als auch in den verschiedenen Bachabschnitten gleich niedrig, so daß anzunehmen ist, daß aufgrund des fließenden Wassers und der übrigen Gewässerstruktur keine höheren Planktondichten möglich waren. Die Bachabschnitte boten einen relativ hohen Anteil an Benthos und Litoral und nur wenig bis keine pelagischen Anteile, so daß auch wirbellose Planktonräuber stark begünstigt waren.

Nun war in den beiden Untersuchungsjahren 1984 und 1985 die hohe Fischdichte bei weitem nicht so hoch wie beispielsweise 1987, da im Herbst 1983 ja ein großer Teil der Nutzfische abgefischt wurde und der Kleinfischbesatz 1984 gerade erst in relativ geringem Maße erfolgt war. Treffen aber in einem Jahr eine relativ niedrige Produktion an Fischnährtieren und ein sehr hoher Fischbestand aufeinander, so ist die Eliminierung einiger Arten, mindestens für dieses Jahr, aus diesem Gewässer nicht auszuschließen. Fehlt es in der Umgebung eines Gewässers an geeigneten Lebensräumen, die diese Arten als potentielle Wiederbesiedler noch enthalten, so besteht sogar die Möglichkeit des vollständigen und dauerhaften Verschwindens dieser Arten aus dem betreffenden Gewässer, wenn der Fischbestand permanent hoch bleibt.

Auch der **1983 vorhandene Nutzfischbestand** bedarf einer näheren kritischen Betrachtung. Vergleicht man die Fangmenge der Karpfen und Schleien mit der empfohlenen Besatzmenge für Teiche mittleren Ertrages in der Teichwirtschaft (KOCH et al., 1982; HOFMANN, 1975), muß man feststellen, daß der Besatz dieser Arten im Untersuchungsgewässer bereits doppelt so hoch war. Nur mit regelmäßiger Fütterung und Düngung wäre noch ein höherer Besatz möglich gewesen. Die hinzukommenden ermittelten Zahlen für Goldfische, Rotaugen und Forellen bestätigen die Tatsache, daß hier ein zu hoher, mit Intensivhaltung vergleichbarer Fischbestand vorhanden war, den es zu dezimieren galt. Zum Forellenbesatz ist anzumerken, daß ein solcher in das Untersuchungsgewässer an Tierquälerei grenzte, da Forellen kaltstentherm sind und Temperaturen über 20°C meiden. Außerdem benötigen sie einen gleichbleibend hohen Sauerstoffgehalt.

Es ist nach diesem Abfischergebnis leicht vorstellbar, daß vor allem die Karpfen und Schleien durch ihre Wühltätigkeit fortwährend Nährstoffe aus dem Substrat freisetzen und so einen erheblichen Teil zur Eutrophierung mit allen Folgeerscheinungen wie vermehrte Algenentwicklung und Verschlechterung der chemisch-physikalischen Eigenschaften beitragen (vgl. Kap. C.1. und C.2.). Das Ergebnis des beschriebenen Versuches mit einem Karpfen in einem Versuchsbecken bestätigt diese Vermutung. Im Folgenden wird auf die **Bestandsentwicklung** der verschiedenen Arten näher eingegangen. Die von BEYER 1978 ermittelte Zahl des Stichlingsbestandes von 90000 Individuen zeigt, wie schnell diese Art in der Lage ist, in neu entstandenen Gewässern eine beachtliche Population aufzubauen, da das Gewässer in diesem Jahr erst die dritte Ve-

getationsperiode existierte (BEYER, 1981). Die drastische Bestandsverminderung bis 1984 um das Zweieinhalbfache des Bestandes von 1982 ist sehr wahrscheinlich auf die Zunahme der Nutzfische und nach deren Reduzierung auf die zusätzliche Konkurrenz der neugesetzten Kleinfischarten zurückzuführen (vgl. Kap. C.4.5. und C.4.7.).

In diese Kategorie der r-Selektionisten gehört auch das Moderlieschen, dessen schnell erreichte, hohe Individuenzahl (in zwei Jahren 300 000) bei gleichzeitigem Wachstum der Populationen einiger anderer Fischarten bisher nicht wieder abnahm. Das zeigt, daß auch das Moderlieschen eine sehr anpassungsfähige Art ist, die innerhalb kürzester Zeit große Populationsdichten erreichen und anscheinend besser als der Stichling Konkurrenz vermeiden oder aushalten kann (vgl. Kap. C.4.7.).

Einen entsprechenden Bitterlingsbestand aufzubauen, war erwartungsgemäß schwieriger. Im Gegensatz zu Stichling und Moderlieschen, die beide nach einem Jahr geschlechtsreif sind, erlangt der Bitterling frühestens nach zwei Jahren die Geschlechtsreife (BAUCH, 1966). Desweiteren ist seine Fortpflanzung vom Vorhandensein eines entsprechenden Muschelbestandes abhängig. So war zu erwarten, daß sich eine individuenreiche Bitterlingspopulation – wenn überhaupt – nur sehr zögerlich entwickeln würde, da diese artspezifisch bedingte, schlechtere Ausgangssituation eventuell einen zusätzlichen erheblichen Konkurrenznachteil gegenüber den sich viel schneller entwickelnden anderen Arten mit sich bringen konnte.

Das praktische Aussterben von Elritzen und Bachschmerlen war zu erwarten. Diese Arten stellen bestimmte Ansprüche an ihren Lebensraum, die das Untersuchungsgewässer nicht erfüllte. Ihr natürliches Vorkommen beschränkt sich auf die Oberläufe kühler, sauerstoffreicher Bäche, mit Kiesuntergrund verschiedener Korngrößen (MUUS & DAHLSTRÖM, 1981). Dies entspricht der Forellenregion und der oberen Äschenregion der Fließgewässer. Die Elritze kommt außerdem in oligotrophen, kalten Seen des Voralpengebietes vor. Beide Arten sind Kieslaicher und fanden daher kein geeignetes Laichsubstrat im Untersuchungsgewässer vor. Das schnelle Auswandern des annähernd ganzen Bestandes bachabwärts bis in das Pumpenbecken gibt Anlaß zu der Vermutung, daß überwiegend ökologische Faktoren maßgebend waren, die das Überleben dieser Arten im Untersuchungsgewässer verhinderten.

Der Gründling gilt als weniger anspruchsvoll bezüglich des Laichsubstrates, obwohl auch diese Art vorwiegend in schnellerfließenden Gewässern vorkommt und dort steinig bis sandigen Grund bevorzugt. Auch bei dieser Art war der Vermehrungserfolg sehr gering. Welche Faktoren eine Vermehrung der Gründlinge im Untersuchungsgewässer in natürlichem Umfang bisher verhinderten, ist nicht bekannt. Hier könnte jedoch Nahrungskonkurrenz zu Karpfen und Schleien eine Rolle gespielt haben (vgl. Kap. C.4.6. und C.4.7.).

Während der Kleinfischbestand sich seit 1982 vervierfacht hat (Tab. 12), ist der Nutzfischbestand im Moment mit über 6300 Tieren mehr als doppelt so hoch wie 1983. Auch die Nutzfische haben sich also mit Ausnahme des Karpfens, der ursprünglich in wärmeren Zonen beheimatet ist, wieder schnell vermehrt. Diese Ergebnisse bestätigen, daß wohl alle Fische mehr oder weniger r-Selektionisten sind (vgl. REMMERT, 1984).

Im Abschnitt B ist die Fischdichte momentan so hoch, daß zumindest zeitweise fast 100 Fische pro m^3 zu beobachten sind. Das entspricht einer Dichte, deren Überschreitung durch weiteren Besatz in Aquarien schon als kritisch angesehen wird (STERBA, 1975).

Die Fischbestände haben wahrscheinlich die Kapazitätsgrenze, die dieser Lebensraum ihnen bietet, erreicht. Die seit zwei und zum Teil drei Jahren nicht mehr ansteigenden Bestandszahlen bestätigen diese Vermutung. Von den möglichen bestandsregulierenden Faktoren werden einige später genauer betrachtet.

Mögliche **Kleinfischräuber** wurden bewußt nicht in das Untersuchungsgewässer eingesetzt, um den neugesetzten Kleinfischarten zunächst einen relativ ungestörten Populationsaufbau zu ermöglichen. Diese hatten ja ohnehin schon die Stichlinge sowie die Nutzfische als mögliche Konkurrenten um einen für sie unbekanntem Lebensraum. Obwohl die Nutzfischbestände 1983 weitgehend reduziert wurden, so waren die Restpopulationen jedoch schon an diesen Lebensraum gewöhnt und hatten somit bessere Ausgangsbedingungen als die neuangesiedelten Kleinfischarten.

Trotzdem hatten sich (wie auch immer) einige Hechte eingefunden. Wie diese dort hineingelangt waren bleibt unklar. In diesem Zusammenhang muß hier jedoch angeführt werden, daß der Einfluß von Wasservögeln auf die Verbreitung von Fischlaich bzw. -brut immer noch nicht eindeutig geklärt ist. Diesbezügliche Aussagen beschränken sich auf einige ältere und nicht eindeutige Literaturangaben sowie mündliche Überlieferungen aus der Angelfischerei. THIENEMANN (1950) berichtete über die Verbreitung verschiedener Wirbelloser (Protozoen, Crustaceen, Mollusken) und vielleicht auch gelegentlich Amphibien- oder Fischeiern auf diesem Wege, SCHIEMENZ (1925) beschrieb die Widerstandsfähigkeit von Stichlingseiern gegen Lufttransport und vermutete auch eine Verbreitung von Hecht- und Barschlaich durch Wasservögel und HUITFELDT-KAAS (1924) mutmaßte eine Fischverbreitung durch fischfressende Vögel, die manchmal ihre Beute verloren.

Obwohl es auch heute Hinweise und Beobachtungen gibt, die auf eine mögliche Verbreitung von Fischen auf diesem Wege hindeuten (mdl. Mitt. LELEK, 1986 bzw. SCHMIDT, 1986), existiert meines Wissens keine naturwissenschaftliche Veröffentlichung, die diesen Verbreitungsweg durch exakte Experimente oder Beobachtungen eindeutig belegt. Die Hechte könnten jedoch auch schlicht durch „menschliche Hilfe“ in das Untersuchungsgewässer gelangt sein.

Ob eventuell noch mehr Hechte vorhanden sind, konnte bisher nicht nachgewiesen werden. Ein dem hohen sonstigen Fischbestand angepaßter Raubfischbestand könnte dem Gewässer jedenfalls gut tun, da die sonstigen beobachteten Fischfresser wie Graureiher, Wasserspitzmaus und manche Amphibien (vgl. Kap. C.3.1. und C.4.4.) ebenso wie die Hechte bisher zu keiner quantitativ merklichen Reduzierung des Fischbestandes beitrugen. Verhaltensgekoppelte Räubereffekte sind zwar möglich (REMMERT, 1988; RÜPPELL & GÖSSWEIN, 1972; DOBLER, 1977) wurden aber hier weder registriert noch untersucht.

Es kann daher davon ausgegangen werden, daß die beschriebenen ökologischen Faktoren und Konkurrenzphänomene den weitaus größeren Einfluß

auf die Fischpopulationen hatten als irgendein Räuberdruck (vgl. REMMERT, 1984).

Zum **Parasitenbefall** der Fische ist folgendes anzumerken: Es besteht vermutlich ein Zusammenhang zwischen Fischgröße und der Größe der Karpfenläuse *Argulus foliaceus* L. . Größere Fische wie Schleien oder Rotaugen hatten deutlich größere Exemplare auf der Haut, bei den Karpfen schließlich fanden sich die größten. Diese Parasiten sind sehr gute Schwimmer und wechseln häufig den Wirtsfisch. Sie sind nicht wirtsspezifisch, sondern auf allen Süßwasserfischarten zu finden (KAESTNER, 1967).

Eine merkliche Schädigung durch Karpfenläuse konnte beim gesamten Fischbestand des Untersuchungsgewässers nicht beobachtet werden. Es sei jedoch darauf hingewiesen, daß Karpfenläuse das Bakterium *Pseudomonas punctata* übertragen (KAESTNER, 1967), das im Zusammenhang mit der infektiösen Bauchwassersucht, einer Virusinfektion, verheerende Folgen auf Fischbestände haben kann (SCHMIDT, 1978). Besonders bei dichtem Fischbestand in Verbindung mit anderen die Kondition der Fische schwächenden (z.B. autökologischen) Faktoren tritt diese Krankheit häufig auf. Im Untersuchungsgewässer wurden regelmäßig Goldfische mit den Symptomen dieser Krankheit beobachtet. Im April 1987 fanden sich auch einmal 16 große tote Goldfische im Abschnitt A 1, die vermutlich an Bauchwassersucht eingegangen waren.

Bemerkungen zu Laichzeiten, Reproduktion, Revierstruktur und Revierverhalten: Alle drei hier näher untersuchten Kleinfischarten zeigen bekannterweise Territorialverhalten während der Laichzeiten und betreiben Brutpflege.

Ihre Populationsentwicklungen sind unter anderem entscheidend abhängig von:

- a) dem Alter des Erreichens der Geschlechtsreife
- b) der Anzahl der Eier pro ♀
- c) der Anzahl der Eier pro Gelege
- d) der Anzahl der ♀♀ pro Revier-♂
- e) der intraspezifisch möglichen Revierdichte
- f) der maximal möglichen Zahl der Reviere im Gewässer
- g) intra- und interspezifischer Konkurrenz
- h) Räuber-Beute-Beziehungen
- i) der verfügbaren Nahrung

Räuber-Beute-Beziehungen wurden schon behandelt, zu Nahrung und Konkurrenz werden später noch Ausführungen gemacht. Im Folgenden werden exemplarisch einige wichtige Ergebnisse dieses Kapitels diskutiert, die Beobachtungen zu den genannten Faktoren wiedergeben. Details wurden in Kap. C.4.5. ausführlich besprochen.

Zu den meisten der aufgezählten Parameter liegen entweder keine oder nur sehr wenige Beobachtungen vor, die zudem überwiegend aus Laboruntersuchungen stammen. Laboruntersuchungen mögen für bestimmte Fragestellungen sehr hilfreich, ja unumgänglich sein. So beruhen z.B. die Erkenntnisse über das Verhalten des Stichlings auf solchen Laborexperimenten (TINBERGEN, 1952; WUNDER, 1930).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit haben aber gezeigt, daß Laboruntersuchungen für populationsökologische Aussagen oft wenig hilfreich sind, da sie nicht oder nur bedingt auf die Freilandbedingungen übertragbar sind. Trotzdem versuchte Übertragungen führen oft zu Fehlschlüssen.

Hier konnte beispielsweise gezeigt werden, daß ein Bitterlings-♂ nicht unbedingt, wie oft behauptet (Tab. 18), nur eine Muschel als Territorium verteidigte, sondern die Zahl der Muscheln pro Revier und damit die Reviergröße in starkem Maße von der Populationsdichte der Bitterlinge abhängig war und in starkem Maße schwankte. Die Reviergröße verkleinerte sich innerhalb von drei Jahren um den Faktor 10-30! Weiterhin konnte ein immer nach gleichem Schema ablaufendes Balzritual des Bitterlings beschrieben werden, welches bei zu hoher Populationsdichte nicht mehr vollständig ablaufen konnte, da die ♂♂ zu sehr unter dem Streß des Territorialverhaltens standen. Dieses könnte ein möglicher populationsregulierender Faktor beim Bitterling sein.

Männliche Bitterlinge zeigten nur bei Anwesenheit von geeigneten Muschelarten (vgl. WUNDER, 1933 zit. in WESENBERG-LUND, 1939) ihr aggressives Territorialverhalten, das wie berichtet auch manchmal gegen artfremde Fische zum Ausdruck gebracht wurde. Es schien, als wäre dieses Verhalten bei Anwesenheit eines laichbereiten ♀♀ plötzlich in Balzverhalten umgeschlagen. Welches der entscheidende, spezifische und das ♂ umstimmende Schlüsselreiz war, konnte jedoch noch nicht geklärt werden. In Frage kämen zum Beispiel die Färbung, der runde (eiergefüllte) Bauch oder die zur Laichzeit lang ausgewachsene Legeröhre der ♀♀ bzw. eine Kombination dieser Faktoren. Eine gewisse Ähnlichkeit zum Laichverhalten des Stichlings war nicht zu übersehen.

Das Laichverhalten des Bitterlings und die damit zusammenhängenden populationsregulierenden Parameter unterlagen einer bemerkenswerten Dynamik, die bisher nicht bekannt war. Die hier durchgeführten mehrjährigen Beobachtungen und die gefundenen Ergebnisse haben gezeigt, daß Freilandbeobachtungen an Populationen immer wieder überraschende Neuigkeiten offenbaren.

Auch beim Stichling brachten die Freilandbeobachtungen dieser Arbeit bezüglich der anfangs genannten Parameter von den zitierten Laborbefunden abweichende Erkenntnisse. So lagen sowohl die Eizahl pro ♀ als auch die Eizahl pro Nest weit unter zahlreichen Angaben. Die hier ermittelte Revierdichte erreichte ebenfalls nicht die in diesen Arbeiten genannten Maximalwerte (Tab. 15). Die Laichzeit hingegen dauerte im Untersuchungsgewässer erheblich länger als andernorts beschrieben. Inwieweit diese Parameter bestandsregulierend wirkten, konnte hier nicht geklärt werden. Die Schwankungen des Stichlingsbestandes während des Untersuchungszeitraumes spiegeln sich nicht in Schwankungen dieser Parameter wieder. Es ist aber anzunehmen, daß auch beim Stichling eine Regulation über einen oder mehrere dieser Faktoren stattfand.

Interessant waren bei Stichling und Bitterling die ansatzweise beobachtete interspezifische Territorialität (vgl. Kap. C.4.5.), die besonders zur Laichzeit zwischen den rotgefärbten ♀♀ beider Arten registriert wurde. Hier kam es wiederholt zu Angriffen auf die jeweiligen vermeintlichen Revierkonkurrenten, die erst bei Erkennen des Irrtums sofort abgebrochen wurden. In diesem Zusammenhang ist außerdem das genauso aggressive Anschwimmen der Bitterlings-♀♀ durch die Revier-♀♀ zu erwähnen, das ebenfalls erst nach Erkennen des Weibchens der eigenen Art plötzlich in die balzende Zitterschwimmbewegung übergang. Territo-

rialen Fischen wohnt offensichtlich besonders zur Laichzeit eine unspezifisches, aggressives Grundverhaltensmuster inne, das nur durch spezifische Schlüsselreize überwunden werden kann (wie es vom Stichlingsverhalten schon länger bekannt ist). Erstaunlich war hier nur, daß dieses Verhalten zunächst auch gegenüber den ♀♀ der eigenen Art sowie gegen andere Arten gezeigt wurde. Ansatzweise läßt sich hier der Ablauf von Verhaltensrevolution erahnen, nämlich die Entwicklung unterschiedlicher Verhaltensweisen aus einem Grundverhaltensmuster.

Im Gegensatz zu Stichling und Bitterling zeigten die Moderlieschen eine weit weniger ausgeprägte Territorialität. Bemerkenswert war bei dieser Art, daß anscheinend die gesamte Population einen über das Gewässer (vor allem den Südteich) gleichmäßig verteilten Laichschwarm bildete. Nahezu alle Fische schienen am Laichgeschehen beteiligt zu sein. Die ♀♀ verteidigten nur den unmittelbaren Bereich ihres Pflanzenstengels, an dem die Eier klebten. Ein größeres Revier wurde nicht verteidigt. Die Laichzeit begann viel später als in anderen Arbeiten berichtet (Tab. 16). Der Beginn fiel offensichtlich mit dem Erreichen der Wasseroberfläche durch die Schwimmblattpflanzen zusammen. Die Eier wurden auch nur im oberen Stengelbereich abgelegt, was wahrscheinlich eine Optimierung der Sauerstoffversorgung bedeutete.

Die Populationsentwicklung hing bei den Moderlieschen entscheidend von der Menge der zur Verfügung stehenden geeigneten Laichpflanzen ab, die im Untersuchungsgewässer quantitativ ausgenutzt wurden. Sobald die Individuenzahl der laichreifen ♀♀ diese Kapazität überstiegen hatte, mußten Regulationsmechanismen wirksam geworden sein. Der einzige Parameter, der sich leicht veränderte, war die Eizahl pro Gelege, die von ca. 180 auf ca. 100 sank. Andere Veränderungen konnten nicht festgestellt werden.

Die Untersuchung der **Nahrung** von insgesamt 2551 Kleinfischen über einen Zeitraum von vier Jahren ermöglichte erstmals detaillierte qualitative und quantitative Aussagen über das Nahrungsspektrum dieser drei Fischarten. Dabei konnten sowohl für Aussagen zur Nahrung verschiedener Altersstadien (Größenklassen) als auch für jahreszeitliche Aspekte genügend Daten gesammelt werden. Beim Stichling waren sogar Angaben über Verschiebungen des Nahrungsspektrums möglich, da hier Daten über vier Untersuchungsjahre vorliegen. Der später zu besprechende Vergleich der Fischnahrung mit dem Nahrungsangebot ermöglichte darüberhinaus Aussagen zu Selektivität und Konkurrenz.

Während über die Ernährung des Stichlings inzwischen einige genauere Berichte vorliegen (z.B. HYNES, 1950; HARTLEY, 1948; MAITLAND, 1965), sind die Aussagen zur Nahrung von Moderlieschen und Bitterling zum Teil sehr widersprüchlich und unvollständig (vgl. Zitate in Tab. 18).

Die Nahrung des Stichlings im Untersuchungsgewässer bestand überwiegend aus Benthosorganismen (vor allem Ephemeropterenlarven, Chironomidenlarven, Coleopterenlarven und Ostracoden) und Zooplankton (Cladoceren und Copepoden). Die Moderlieschen fraßen dagegen hauptsächlich Zooplankton und terrestrische Arthropoden (sog. Anflugnahrung). Die Bitterlinge stellten sich vornehmlich als Pflanzen- und Detritusfresser heraus. Außerdem spielten Zooplanktonorganismen eine Rolle für die Nahrung dieser Art. Bei allen drei Ar-

ten gab es Unterschiede der Nahrungsnutzung durch die verschiedenen Altersstadien sowie in der jahreszeitlichen Abfolge. Alle Jungfische fraßen überwiegend Zooplankton.

Die Spezialisierung auf andere Nahrung erfolgte am schnellsten bei den Bitterlingen, von denen die meisten ab einer Körperlänge von 2 cm schon hauptsächlich Pflanzen und Detritus fraßen. Nur im Frühjahr, wenn die Algen- und Pflanzenentwicklung noch nicht weit fortgeschritten waren, spielte Zooplankton auch eine gewisse Rolle als Nahrung für größere Bitterlinge (vgl. Kap. C.4.6.). Einige wenige Autoren beschrieben den Bitterling ebenfalls als überwiegenden Pflanzenfresser (DEKERT, 1976; MUUS & DAHLSTRÖHM, 1981; TEROFAL, 1978; VOGT & HOFER, 1909). SCHINDLER (1975) und GAUMERT (1981) berichten, der Bitterling fresse Kleintiere und Pflanzen bzw. Algen, während andere Autoren meinen, der Bitterling würde überwiegend Enchitreaen und Mückenlarven (STERBA, 1975), wirbellose Tiere (MAITLAND, 1972) oder Krebse, Insektenlarven und Würmer fressen (LADIGES, 1979).

Der sehr lange, spiralig aufgewundene Darm eines frisch aufgeschnittenen Bitterlings weist diesen schon eindeutig als überwiegenden Pflanzenfresser aus. Die schwerer aufschließbare Pflanzennahrung erfährt dadurch eine längere Darmpassage und kann effektiver genutzt werden (vgl. HOFER & SCHIEMER, 1981). Die oben genannten Angaben über tierische Nahrung können leicht zu Mißdeutungen führen. Hier wäre mindestens eine genauere Angabe der Tiergruppen erforderlich, um sich ein Bild über die Nahrung machen zu können. Es ist zwar zu vermuten, daß die Bitterlingsnahrung einen beachtlichen Anteil mikroskopisch kleiner Tiere enthält; solche waren bei meiner Untersuchung aber nicht nachzuweisen. Bitterlinge haben wie alle Cypriniden keinen echten Magen. Die Verdauung beginnt daher direkt im Vorderdarm, nachdem die Nahrung von den Schlundzähnen zerkleinert wurde. Das erschwerte die Analyse der Nahrung in starkem Maße.

BAUCH (1966) beschrieb die Ernährungsweise des Bitterlings sehr treffend, indem er ihn als sogenannten „Aevjafresser“ bezeichnete. Gemeint ist damit die oberste feine Detritusschicht des Gewässerbodens. In der Tat entsprachen die Darminhalte der Bitterlinge der vorliegenden Untersuchung genau dieser Beschreibung: eine grüne bis bräunliche undefinierbare Masse in der sich vereinzelt wenige größere Bestandteile wie zum Beispiel eine Daphnie oder Chironomidenlarve befanden. Beobachtungen von fressenden Bitterlingen im Untersuchungsgewässer bestätigen ebenfalls diesen Befund. Die Fische nahmen entweder Schlamm von der Substratoberfläche auf oder sie weideten Wasserpflanzen oder Fadenalgenwatten ab. Hierbei wurden vermutlich Aufwuchskleintiere mitaufgenommen, welche hinterher im Darm jedoch nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

Beim Moderlieschen konnte sehr schön eine Verschiebung des Beutespektrums über vier Größenklassen hinweg vom Zooplankton zu den terrestrischen Arthropoden und Benthosorganismen anhand der Daten verfolgt werden. Bei Jungfischen war Zooplankton noch die Hauptnahrung, die mittleren Altersstufen fraßen zu gleichen Teilen Zooplankton, terrestrische Arthropoden und Benthosorganismen, die großen schließlich fraßen überwiegend terrestrische Arthropoden vor Benthostieren

und anderen Bestandteilen. Zooplankton wurde von großen Moderlieschen kaum noch konsumiert. Auch für die Moderlieschen liegen nur sehr wenige Berichte über ihre Nahrung vor. Jahreszeitliche Betrachtungen oder solche über Größenklassenunterschiede sind mir ebenso wie beim Bitterling nicht bekannt. BAUCH (1966) und DECKERT (1976) nannten als Nahrung des Moderlieschens Wassertiere bzw. Kleintiere und Algen, SCHINDLER (1975) nannte Wassertiere und Pflanzen während BRUNKEN (1985) nur Zooplankton als Nahrung angab.

Andere Autoren nannten neben Plankton Anflug als Nahrung des Moderlieschens (STERBA, 1975; MUUS & DAHLSTRÖHM, 1981; LADIGES, 1979; BORCHARD et al., 1986; GAUMERT, 1981). Diese Angaben entsprechen zum Teil den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung, sie sind jedoch alle sehr ungenau. Quantitative und jahreszeitliche Aspekte oder onthogenetische Veränderungen im Nahrungsverhalten wurden bisher nicht erarbeitet. So müssen Daten, die auf kurzfristigen oder einmaligen Erhebungen beruhen, eigentlich zwangsläufig zu fehlerhaften oder lückenhaften Ergebnissen führen, wenn man allgemeingültige Aussagen aus diesen ableiten will.

Man muß allerdings betonen, daß einige der genannten Veröffentlichungen der Bestimmungsliteratur zuzuordnen sind und daher einen anderen Grundanspruch verfolgen. Die Tatsache, daß Vergleichsangaben fast ausschließlich in solchen Werken zu finden sind, verdeutlicht aber in besonderem Maße, wie wenig wir bisher über Kleinfischarten wissen.

Die Stichlinge im Untersuchungsgewässer zeigten im Vergleich zu den anderen beiden Arten eine weniger deutliche Nahrungsspezialisierung. Es gab zwar eine quantitative Verschiebung über die drei Altersklassen von viel Zooplankton und wenig Benthos bei Jungfischen zu weniger Zooplankton und mehr Benthos bei großen Stichlingen, beide Beutegruppen blieben aber die Hauptnahrung für diese Art.

Auch die überwiegende Zahl der vorliegenden Arbeiten beschreibt den Stichling als Benthosfresser (z.B. MARKLEY, 1940; HYNES, 1950; HARTLEY, 1948; MAITLAND, 1965; HAGEN, 1967; MANN & ORR, 1969; SCHAUMBURG, 1983). In einigen oligotrophen Seen Nordamerikas war die Hauptnahrung des Stichlings planktisch (GREENBANK & NELSON, 1959; ROGERS, 1968; KROKHIN, 1970). Diese Beispiele mögen genügen, um die Anpassungsfähigkeit dieser Art zu demonstrieren. Auf die Rolle des Stichlings und der hier untersuchten Kleinfische als Laich- und Bruträuber bezüglich anderer Fischarten sowie Amphibien wird später noch eingegangen.

In Jahreszeiten, in denen die jeweilige Hauptnahrung nicht in ausreichender Menge zur Verfügung stand, wurde von allen drei Arten auf sonstige Wassertiere wie zum Beispiel Gastropoden, Trichopteren, Ceratopogoniden, Acari und Hirudineen sowie Pflanzenteile und Detritus als Zusatznahrung ausgewichen. Dies war besonders im Herbst zu beobachten. Auch die Organismengruppen, die die jeweilige Hauptnahrung bildeten, wurden in den verschiedenen Jahreszeiten unterschiedlich stark genutzt. In einer früheren Arbeit konnte gezeigt werden, daß sowohl die Anzahl aufgenommener Organismen als auch die aufgenommene Biomasse im Jahresverlauf stark schwankten (SCHAUMBURG,

1983). So war etwa Zooplankton bei allen Arten die Frühjahrshauptnahrung. Im Sommer und gegen Herbst fraßen Stichlinge mehr Benthos, Moderlieschen hauptsächlich terrestrische Arthropoden und Bitterlinge Pflanzen und Detritus. Hier wird deutlich warum Daten, die zum Beispiel nur während einer bestimmten Jahreszeit erhoben wurden, zu den schon bei der Besprechung der Moderlieschennahrung erwähnten lückenhaften oder einseitigen Ergebnissen führen müssen.

Die **Beutegröße** betrug bei allen drei Kleinfischarten zu einem hohen Prozentsatz (ca. 80 %) nur bis 2 mm. Bis 4 mm große Beute machte schon fast 100 % der gefressenen Beute aus. Beim Bitterling betrug der Anteil von Beute > 4 mm 0 %, beim Moderlieschen 0,5 % und beim Stichling zwischen 0,7 % und 1,8 % der gefressenen Gesamtbeute.

Während die Beute der Kleinfische überwiegend sehr klein war, fraßen die Nutzfische zum Teil größere Beuteorganismen. Bei den Grundfischen waren hier besonders Mollusken und größere Insektenlarvenstadien bedeutend. Auf die Nutzfischnahrung soll hier nur kurz eingegangen werden.

Rotaugen *Rutilus rutilus* (L.) und Goldfische *Carassius auratus* L. waren wie die Bitterlinge hauptsächlich Pflanzenkonsumenten. Während der Goldfisch eine ähnliche Anatomie im Verdauungstrakt wie der Bitterling aufweist und daher ein klassischer Pflanzenfresser ist, ist das Rotauge eher ein sporadischer Pflanzenkonsument. Diese Art ist sehr anpassungsfähig und als Allesfresser unter den Fischen zu bezeichnen, das heißt, die Nahrung paßt sich den Bedingungen im Gewässer an (HARTLEY, 1948; WESTPHALEN, 1956; NIEDERHOLZER & HOFER, 1980). Schleie *Tinca tinca* (L.) und Gründling *Gobio gobio* (L.) fraßen als typische Grundfische überwiegend Benthostiere mit einen höheren Anteil an Mollusken. Auch die Karpfen *Cyprinus carpio* L. im Untersuchungsgewässer zählten zu dieser Kategorie der Grundwühler und Benthoskonsumenten. Bemerkenswert waren bei diesen die Funde von einigen mittelgroßen Stichlingen sowie einem Teichmolch in den Därmen.

In diesem Zusammenhang sind ein paar Anmerkungen zum Thema „Fische als Amphibienräuber“ angebracht. Obwohl dies nicht das direkte Thema der vorliegenden Untersuchung war, so zeigen einige Ergebnisse (z.B. Nahrung, Beutegröße) dieser Arbeit doch deutlich, daß es dringend nötig ist, ein paar Vorurteilen zu begegnen, die immer wieder zu Kontroversen bei „Naturschützern“ führen, wenn es um die Festlegung des Schutzzweckes in Feuchtgebieten geht.

Andere bisher vorliegende Ergebnisse haben folgendes gezeigt:

1. Unnatürliche Lebensbedingungen führten zu hoher Predation bei Amphibien durch Fische
2. Natürliche Lebensbedingungen ermöglichen eine Koexistenz zwischen Fischen und Amphibien

Unter Laborbedingungen fraßen verschiedene Fischarten (Stichlinge, Goldfische und Rotfedern) nahezu alle Amphibienlarven, wenn keine Zusatznahrung angeboten wurde. Das gleiche Ergebnis stellte sich mit Trockenfutter als Zusatznahrung bei diesen Arten mit Ausnahme von Goldfischen heraus, während bei tierischer Zusatznahrung (*Tubifex spec.*) kaum noch Amphibienlarven von Stichlingen gefressen wurden (GLANDT, 1983; 1985). In Fischteichen wurden durch unnatürlich hohen

Fischbesatz die Amphibienpopulationen verschiedener Arten (Ausnahme: Erdkröte) weitgehend dezimiert (CLAUSNITZER, 1983 a, b; HEHMANN & ZUCCHI, 1985). Dabei war unbedeutend, ob es sich um Aufzuchtteiche, Angelteiche oder Nahrungsteiche für Wasservögel (angelegt durch Vogelschützer) handelte (CLAUSNITZER, 1983 a, b).

Zu den Befunden von GLANDT (1985) ist anzumerken, daß Trockenfutter vermutlich keine geeignete Zusatznahrung darstellt, um den Räubereffekt zu verdeutlichen. Lebendes tierisches Zusatzfutter wird von Fischen nach eigenen Beobachtungen immer dem Trockenfutter vorgezogen. Genauso verhält es sich mit lebenden Amphibienlarven, so daß die Ergebnisse von GLANDT (1985) in dieser Hinsicht weiterer Überprüfungen bedürfen, da sie zu Fehlschlüssen führen können. Beim Goldfisch hingegen könnte die Bevorzugung von Trockenfutter gegenüber Amphibienlarven darauf beruhen, daß er normalerweise hauptsächlich Pflanzen und Detritus frißt. Trockenfutter entspricht dieser Nahrung eher als gut bewegliche tierische Nahrung.

Eigene Laboruntersuchungen mit Stichlingen bestätigten, daß diese bei gleichzeitigem Angebot von Amphibienlarven und Zusatznahrung bestehend aus Ephemeropterenlarven, Chironomidenlarven und Cladoceren die angebotenen Amphibienlarven (*Rana temporaria*) kaum als Nahrung nutzten (SCHAUMBURG, unveröff.).

Vergleicht man die in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Beutegrößen bei den drei Kleinfischarten mit der Länge frischgeschlüpfter Amphibienlarven, die bei allen einheimischen Arten 8 mm kaum unterschreitet, so kann man Amphibien ebenso wie Jungfische verschiedener Arten als Kleinfischnahrung praktisch vergessen. Selbst die hohe Kleinfischdichte im Untersuchungsgewässer hat bis heute zu keiner merklichen Reduzierung des vorhandenen Amphibienbestandes geführt.

Auch CLAUSNITZER (1983 b) beschrieb, daß Nutzfische einen Amphibienbestand wesentlich mehr gefährden, als Kleinfische dies zu tun vermögen. Aber selbst eine Koexistenz zwischen Nutzfischen und Amphibien ist bei natürlicher Fischdichte und naturnah geprägten Gewässern (vegetationsreich mit großen Flachwasserzonen) möglich.

Daß Fische, die in ein vegetationsarmes Flachgewässer eingesetzt werden, wie es bestimmte Amphibienarten zur Fortpflanzung benötigen, großen Schaden unter der Amphibienpopulation anrichten können, bedarf dagegen wohl keiner weiteren Erläuterung.

Zusammenfassend kann also festgehalten werden, daß Amphibien und Kleinfischartenschutz sehr wohl in einem Gewässer möglich sind, wenn dieses die richtigen Voraussetzungen erfüllt (SCHMIDT, 1984). Extensiv genutzte, vegetationsreiche Fischteiche können ebenfalls dem Amphibienschutz dienen, während stark besetzte Nutzfisch- oder Nahrungsteiche für fischfressende Vögel diesem abträglich sind (CLAUSNITZER, 1983 a).

Eine klare Formulierung des Naturschutzzieles ist also unbedingt notwendig, bevor Naturschützer mit unterschiedlichen Schwerpunktinteressen konkurrierend in einen Lebensraum eingreifen (REMMERT, 1988) und diesem dadurch mehr schaden als nützen.

Der fast deckungsgleiche Bereich der Beutegröße sowie die Nutzung teilweise gleicher Beuteorganismengruppen durch die drei Kleinfischarten mu-

ßte bei dem dichten Fischbestand zu **Nahrungskonkurrenz** führen. Auf die in Kap. C.4.7. gefundenen Ergebnisse soll hier näher eingegangen werden.

Bei der Betrachtung der **Nahrungselektivität** fällt auf, daß die am häufigsten genutzten Beutegruppen mit Ausnahme von Pflanzen und Detritus auch am stärksten aus dem Nahrungsangebot selektiert wurden. Weiterhin war bei Stichling und Moderlieschen eine starke Aufspaltung der Nutzung von Beutetypen durch die verschiedenen Größenklassen zu beobachten, die sich von 1984 bis 1985 deutlich verstärkt hatte. Dies deutet auf intraspezifische Konkurrenz, indirekt auch auf interspezifische Konkurrenz hin. Durch konkurrierende Beutenutzung verschiedener Arten kam es irgendwann auch zu einer innerartlichen Verschärfung der Konkurrenzsituation. In Verbindung mit der bei der Nahrungsanalyse gezeigten Verschiebung des Beutespektrums beim Stichling, ließ sich das bei dieser Art am Beispiel der Veränderung der Ivlev-Indizes bei Ephemeropterenlarven und Coleopterenlarven in zwei aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren demonstrieren.

Für den Bitterling waren diese Konkurrenzphänomene anhand der Nahrungselektivitätsuntersuchung nicht nachweisbar, da diese Art ja überwiegend Pflanzen und Detritus, welche im Überfluß vorhanden waren, fraß. Nahrungskonkurrenz hätte die Population nur betreffen können, wenn das Planktonangebot für die Jungfische nicht mehr ausreichend gewesen wäre.

Auf die Auswirkungen des selektiven Fressens durch die Fische auf die Wirbellosenfauna des Untersuchungsgewässers wird später eingegangen.

Deutlichere Hinweise auf Nahrungskonkurrenz ergab die Untersuchung der **Nahrungsüberlappung** zwischen den Kleinfischarten. Die höchste Überlappung bestand zwischen Stichling und Moderlieschen und zwar mit den höchsten Overlap-Indizes zwischen den Jungfischen beider Arten, was bei diesen auf die hauptsächlichliche Nutzung von Zooplankton zurückzuführen war. Die Ergebnisse des Beutevergleiches der Abbildungen 17-19 wurden hier voll bestätigt. Die Berechnung des Overlap-Indexes erlaubte jedoch darüberhinaus einen quantifizierbaren direkten Beutevergleich. Bemerkenswert ist außerdem die aus Abb. 23 hervorgehende starke Erhöhung der Nahrungsüberlappung zwischen beiden Arten in den aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren, was auf eine Verschärfung der Konkurrenzsituation hinweist. Während Moderlieschen mit terrestrischen Arthropoden konkurrenzlos eine weitere Beutegruppe nutzen konnten und dies auch verstärkt taten, blieb das Nahrungsspektrum des Stichlings gleich. Bei dieser Art gab es nur quantitative Verschiebungen des Beutespektrums, deren Auswirkungen später diskutiert werden.

Die Nahrungsüberlappung zwischen Stichling und Bitterling sowie zwischen Moderlieschen und Bitterling war viel geringer als die zwischen den vorgenannten Arten. Folglich war auch die Nahrungskonkurrenz viel geringer.

Die Folgen der Nahrungskonkurrenz konnten am deutlichsten beim Stichlingsbestand gezeigt werden, weil hier Daten über 4 Beobachtungsjahre vorliegen. Die bei der Nahrungsuntersuchung schon festgestellte quantitative Verschiebung des Beutespektrums (weniger Benthos, mehr Zooplankton) führte zu den in Abb. 24 beschriebenen Phänomenen:

Anstieg der gefressenen Anzahl von Beutetieren bis 2 mm Größe

Abnahme des mittleren Beutegewichtes pro Fisch
Abnahme der mittleren Beutetieranzahl pro Fisch
Abnahme der mittleren Körperlänge der Stichlinge
Die Standardabweichungen in Abb. 24 sind natürlicherweise hoch. So schwankte die Anzahl gefressener Beuteorganismen pro Stichling zwischen 0 und 960, entsprechend wirkten sich die Schwankungen zwischen 0 mg und 230,1 mg beim Beutegewicht aus. Ähnliches gilt für die Körperlänge, die zwischen 8 mm und 70 mm variierte. Bei der Betrachtung dieser Ergebnisse ist daher Vorsicht geboten. Es lassen sich aber trotzdem Tendenzen zeigen, die Hinweise auf Konkurrenzmechanismen geben und mit Einschränkung Aussagen hierüber erlauben.

Daß bei einer Verschiebung zu mehr kleinerer Beute (Zooplankton) das Gesamtbeutegewicht abnahm, ist nicht weiter verwunderlich, wenn die Beutezahl dabei konstant geblieben wäre. Erstaunlich ist in diesem Zusammenhang jedoch die gleichzeitige Abnahme der gefressenen Beutezahl. Hier wäre eigentlich als Kompensation des Beutebiomasseverlustes ein Anstieg der gefressenen Beutezahl zu erwarten gewesen. Das Gegenteil war der Fall, was sich nur durch starke Konkurrenz um die kleine Beute erklären läßt. Als Folge dieses Biomasseverlustes könnte der Trend zur Abnahme der mittleren Körperlänge bei den Stichlingen betrachtet werden.

Die beim Stichlingsbestand in vier Untersuchungsjahren gefundenen Ergebnisse lassen sich mit einiger Wahrscheinlichkeit auf Nahrungskonkurrenz zurückführen. Eine Regressionsanalyse der in Abb. 24 dargestellten Veränderungen bei der Stichlingspopulation ergab hohe Korrelationen, die teilweise signifikant waren (Tab. 25, Abb. 25). Deutlich waren die Beziehungen zwischen Zunahme kleiner Beute und Abnahme des Beutegewichtes sowie Zunahme kleiner Beute und Abnahme der Körperlänge der Stichlinge. Weniger deutlich (knapp über der Warngrenze von $P > 0,05$) fielen die Beziehungen Abnahme des Beutegewichtes und Abnahme der Stichlingskörperlänge sowie Abnahme der Beutezahl und Abnahme der Stichlingskörperlänge aus. Als nicht signifikant erwiesen sich die Beziehungen von Zunahme kleiner Beute und Abnahme der Beutezahl sowie die Abnahme des Beutegewichtes und die Abnahme der Beutezahl.

Welche interspezifischen Zusammenhänge bezüglich der Nahrung zwischen Stichlingen und den anderen Kleinfischarten Moderlieschen und Bitterling bestanden, wurde durch die Betrachtungen von Selektivität und Überlappung geklärt. Ungeklärt müssen in dieser Untersuchung solche Zusammenhänge zwischen den Kleinfischen und den noch vorhandenen Nutzfischarten bleiben. Da deren Bestände einerseits laufend reguliert (= dezimiert) wurden und andererseits bei den Nutzfischen nicht die gleichen intensiven Nahrungsuntersuchungen wie bei den Kleinfischen vorgenommen werden konnten, wären die Ergebnisse nur schwer vergleichbar. Die Kleinfischbestände wurden ja im Gegensatz zu den Nutzfischen nach dem erfolgreichen Erstbesatz nicht mehr manipuliert.

Die Existenz von zum Teil hoher Nahrungskonkurrenz kann jedoch angenommen werden. Dies zeigen schon die wenigen vorliegenden Nahrungsanalysen von den Nutzfischen (vgl. Kap. C.4.6.), die auf eine Nahrungsüberlappung mit den Kleinfischen hindeuten. Vor allem Karpfen, Schleie,

Gründling und zum Teil das Rotauge sind als Nahrungskonkurrenten für Kleinfische einzustufen. Eindrucksvolle Ergebnisse aus Freilanduntersuchungen in einem als Angelgewässer genutzten Fluß mit hohen künstlichen Besatzdichten der genannten Nutzfischarten lieferte hierzu auch PLEYER (1980, 1981 a, b, 1982).

Der **Einfluß des hohen Fischbestandes** auf das Untersuchungsgewässer wurde an verschiedenen Aspekten deutlich. Die Wühltätigkeit der Grundfische trübte das Gewässer (Abb. 4, 9) und setzte im Substrat gebundene Nährstoffe frei. Dadurch wurde das Wachstum höherer Pflanzen behindert und gleichzeitig das Algenwachstum gefördert (vgl. ELLENBERG, 1982). Die beschriebenen chemisch-physikalischen Verhältnisse waren zum Teil eine Folge hiervon. Nicht über die Wühltätigkeit, aber über das Fressen von Tieren, die ihrerseits Phytoplanktonfresser sind, trug auch der hohe Kleinfischbestand zur Gewässereutrophierung seinen Teil bei. Der Effekt der Nutzfische dürfte aber auch hierbei überwogen haben. Gewässereutrophierung durch Fische wurde mehrfach an anderer Stelle beschrieben (z.B. ANDERSSON et al., 1978; STEINBERG & KOHMANN, 1983; KOHMANN & STEINBERG, 1983; LAMPERT, 1983). Die Benthos- und Planktonuntersuchungen im Untersuchungsgewässer bei unterschiedlichen Fischdichten haben bewiesen, welche gravierenden Mengen der Wirbellosenfauna ein hoher Fischbestand dezimieren kann. Eine empfindliche Destabilisierung des Lebensraumes ist hierdurch nicht auszuschließen. Irreversible Schäden und immenser Artenverlust sind bei der großflächig betriebenen Bewirtschaftung natürlicher Gewässer mit zu hohen Fischbeständen zu befürchten (z.B. CONTAG, 1931; PLEYER, 1982).

Aus der Sicht des **Artenschutzes** läßt sich die Ansiedelung der Kleinfischarten im Untersuchungsgewässer folgendermaßen bewerten:

Der Aufbau eines stabilen, individuenreichen Kleinfischbestandes ist in kurzer Zeit gelungen. Die relativ instabilen hydrographischen Wasserverhältnisse haben dies offensichtlich nicht verhindert. Das bekräftigt die Annahme, daß die Gewässerstruktur, hier vor allem Pflanzenreichtum, das entscheidende Kriterium für Bitterling und Moderlieschen war, das eine erfolgreiche Vermehrung ermöglichte. Beim Bitterling kommt hinzu, daß der für diese Art notwendige Muschelbestand ebenfalls geeignete Lebensbedingungen vorfand. Der geringe Räuberdruck und die möglichst gering gehaltene Nutzfischkonkurrenz waren weitere günstige Bedingungen für den Kleinfischbestand. Eine Schädigung der vorhandenen Amphibienpopulationen durch die Kleinfische war nicht zu beobachten.

Es steht somit ein Artenschutzgewässer zur Verfügung, dem ohne Probleme Kleinfische für Wiederansiedlungsmaßnahmen in geeignete Gewässer, zum Beispiel in Schutzgebieten, entnommen werden können. So könnten die selten gewordenen Arten bewahrt und nach erfolgten Sanierungs- bzw. Renaturierungsmaßnahmen wieder verbreitet werden, wie etwa BOHL (1985), BRENNER (1983), SCHMIDT (1983, 1984, 1985, 1986) oder STEIN, (1981) dies forderten.

Darüberhinaus steht ein Forschungsgewässer mit Kleinfischpopulationen bereit, das die dringend notwendige weitergehende ökologische Erforschung dieser bedrohten Arten ermöglicht (vgl. REMMERT & VOGEL, 1986).

E. Zusammenfassung

In einem im Kreislauf fließenden, künstlich angelegten Bach, der zwei größere Teiche durchfließt, wurden nach Dezimierung eines vorhandenen, gemischten Nutzfischbestandes Moderlieschen und Bitterlinge erfolgreich angesiedelt (kontrollierte Freilandbedingungen). Die Entwicklung des Untersuchungsgewässers, insbesondere der chemisch-physikalischen Verhältnisse, der Wasserpflanzen, der Wirbellosenfauna bei unterschiedlicher Fischdichte sowie des gesamten Fischbestandes wurde mehrere Jahre (1982-1988) verfolgt. Besonders intensiv wurden bei den drei Arten Stichling, Moderlieschen und Bitterling Populationsentwicklung, Laichzeiten, Reproduktion, Revierstruktur, Revierverhalten, Nahrung und Konkurrenz untersucht.

Trotz stark eutropher Gewässerbedingungen entwickelte sich rasch ein individuenreicher Bestand von Moderlieschen und Bitterlingen. Der schon vorhandene Stichlingsbestand ging zurück. Dies wird vor allem auf Nahrungskonkurrenz zurückgeführt. Beim Bitterling konnte eine bemerkenswerte Dynamik des Revierverhaltens beobachtet werden, die von der Dichte des Bestandes abhängig war und so bestandsregulierend wirkte. Intensive Untersuchungen der Fischnahrung und des Nahrungsangebotes brachten neue Erkenntnisse zur Ernährung der Kleinfische sowie über Konkurrenzmechanismen. Darüberhinaus wurde durch die quantitative Erhebung der Wirbellosenfauna bei unterschiedlicher Fischdichte der drastische Einfluß von hohen Fischbeständen auf die Gewässerbiozönose deutlich. Der schnelle Aufbau des Kleinfischbestandes wird auf das Fehlen von Räubern und vor allem den stets niedrig gehaltenen Nutzfischbestand und die damit verbundene Reduzierung der Konkurrenz zurückgeführt. Aus der Sicht des Artenschutzes ist die Ansiedelung der Kleinfischarten zu begrüßen. Es steht nun ein individuenreicher Bestand dieser bundesweit gefährdeten Arten für Wiederansiedlungsmaßnahmen in sanierte bzw. renaturierte Gewässer oder auch in Artenschutzgewässer z.B. in Schutzgebieten zur Verfügung. Eine Kollision zwischen Kleinfischartenschutz und Amphibienschutz ist nicht zu befürchten.

Summary

After reducing a mixed population of larger "sport-fishes" (*Cyprinidae*, *Salmonidae*), Bitterlings (*Rhodeus sericeus amarus*) and Minnows (*Leucaspis delineatus*) were established successfully in an artificial circulating stream-system, including two larger ponds, about 1100 m length. Under these controlled field conditions, the development of the environment, especially of chemical and physical conditions, waterplants, evertbrate fauna with different fish densities and the fishpopulations were examined for several years (1982-1988). Special investigations were made upon populationdynamics, spawningtime, reproduction, territorial behaviour, structure of territories, feeding and competition. A rapid increase of the populations of the bitterlings and minnows was observed in spite of very eutrophic waterconditions. The sticklebackpopulation, which has been introduced in the first years after installation of the streamsystem, showed a significant decrease, which could be explained as a result of food competition. The bitterlings showed a remarkable variable dynamic of territorial be-

haviour, which depended on the density of their population and was therefore a mechanism of regulation to the whole bitterling population. Intensive investigations of the feeding of the three fish species compared with those of the evertbrate fauna brought new knowledge about the food, selective feeding, overlap of food and food-competition between these species. Another result of the quantitative investigation of the evertbrate fauna with different fishdensities showed the drastic influence of high fish densities of the waterbiocoenosis.

The rapid growth of the populations of bitterlings and minnows was explained with the absence of predators and the continuous control of the other fishpopulations by keeping them at a low level, which lead to less competition. From the view of wildlife preservation, the establishment and increase of bitterlings and minnows is to approve, for there is now a numerous stock of these endangered species, from which could be taken small numbers to reestablish them in suitable environments.

F. Nachwort

Der vorliegende Artikel stellt die gekürzte Fassung der Dissertation mit dem Originaltitel: „Ökologische Untersuchungen an einheimischen Kleinfischarten unter kontrollierten Freilandbedingungen: Stichling *Gasterosteus aculeatus* L., Bitterling *Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782, Moderlieschen *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843)“ dar (SCHAUMBURG, 1989).

Die Arbeit wurde in der tierökologischen Arbeitsgruppe des Fachbereiches Biologie der Philipps-Universität Marburg unter Leitung von Herrn Prof. Dr. H. REMMERT angefertigt. Ihm sei auf diesem Wege für die langjährige Betreuung gedankt.

Der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege danke ich für die Aufnahme der gekürzten Fassung in die ANL Berichte.

G. Literaturverzeichnis

- AMLACHER, E. (1972):
Taschenbuch der Fischkrankheiten – 2. Auflage Fischer Verlag, Jena
- ANDERSSON, G.; BERGGREN, H.; CRONBERG, G. & GELIN, C. (1978):
Effects of planctivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes – Hydrobiologia 59/1, S. 9-15
- ARNOLD, E. N. & BURTON, J. A. (1979):
Parey's Reptilien- und Amphibienführer Europas – Verlag Paul Parey, Hamburg
- BACMEISTER, A. (1975):
Fisch-Bilder-Lexikon, Band 1, Süßwasserfische – John Jahr Verlag, Hamburg
- BAUCH, G. (1966):
Die einheimischen Süßwasserfische – 5. Auflage Verlag Neumann-Neudamm, Melsungen
- BAUER, S. & STRUBELT, T. (1977):
Gefährdete Fischarten in Baden-Württemberg, Rote Liste (Stand 1977) – Veröff. Natsch. u. Landschpf. BW 46, S. 119-125 Karlsruhe
- BayLfU [= Bayerische Landesanstalt für Umweltschutz (1976)]:
Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere und Insekten) 1. Fassung 1976. – Schriftenr. f. Natsch. u. Landschpf. 7/76 Hrsg. Bayerische Landesanstalt für Umweltschutz
- BERTRAND, H. (1954):
Les Insectes aquatiques d'Europe; Encyclopedie Entomologique Bd. 30-31, Paris

- BEYER, G. (1981):
Biocoenose eines kleinen Baches – quantitative Untersuchungen an einem künstlich angelegten Fließgewässer; Diplomarbeit Universität Marburg
- BLESS, R. (1978):
Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland; Ursachen, Zustand und Schutzmaßnahmen. – Naturschutz Aktuell Nr.2 1978 Kilda Verlag Greven
- (1982):
Gefährdung der Fischfauna in der Bundesrepublik im Spiegel der „Roten Listen“. – Natur und Landschaft 57/9
- BLESS, R. & LELEK, A. (1984):
Rote Liste der Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) in: BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland; Naturschutz Aktuell Nr. 1, 4. Aufl. 1984, Kilda Verlag Greve
- BOHL, M. (1985):
Fischereilicher Artenschutz – Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 39/8
- BORCHARD, B.; BRENNER, T. & STEINBERG, L. (1986):
Fische in Nordrhein-Westfalen – Hrsg.: Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- BRENNER, T. (1983):
Artenhilfsprogramm Moderlieschen. – Naturschutz praktisch – Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 33, Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen
- BRENNER, T. & STEINBERG, L. (1986):
Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) in: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen; Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere, 2. Fassung – Schriftenreihe der LÖLF Band 4
- BROHMER, P. (1969, 1977):
Fauna von Deutschland – 10. und 13. Aufl. Quelle und Meyer, Heidelberg
- BRUNKEN, H. & FRICKE, R. (1985):
Deutsche Süßwasserfische – Bestimmungsschlüssel für die wildlebenden Arten; Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Hamburg
- CLAUSNITZER, H. J. (1983 a):
Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen – Salamandra 19/3, S. 158-162
- (1983 b):
Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenbestand eines Teiches. – Natur und Landschaft 58/4
- CONTAG, E. (1931):
Der Einfluß verschiedener Besatzstärken auf die natürliche Ernährung zweisömmriger Karpfen und auf die Zusammensetzung der Tierwelt ablaßbarer Teiche – Zeitschrift für Fischerei 29
- CRISP, D. T. & GLEDHILL, T. (1970):
A quantitative description of the recovery of the bottom fauna in a muddy reach of a mill stream in Southern England after draining and dredging – Archiv für Hydrobiologie 67, S. 502-541
- DAHL, F. (1925 ff):
Die Tierwelt Deutschlands – Fischer Verlag, Jena
- DECKERT, K. (1976):
Urania Tierreich, Fische – Lurche – Kriechtiere – 4. Auflage, Leipzig
- DILEWSKI, G. & SCHARF, B.W. (1988):
Verbreitung des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon idella*, Val.) und ökologische Auswirkungen in Rheinland-Pfalz. – Natur und Landschaft 63/12
- DOBLER, E. (1977):
Correlation between the feeding time of the pike (*Esox lucius*) an the dispersion of a school of *Leucaspius delineatus* – Oecologia 27, S. 93-96
- ELLENBERG, H. (1982):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht – 3. Auflage Ulmer Verl., Stuttgart
- FREUDE, H.; HARDE, K.W. & LOHSE, G. A. (1971):
Die Käfer Mitteleuropas; Goecke und Evers, Krefeld
- GAUMERT, D. (1981):
Süßwasserfische in Niedersachsen – Hrsg.: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Wolfenbüttel
- GLANDT, D. (1983):
Experimentelle Untersuchungen zum Beute-Räuber-Verhältnis zwischen Stichlingen *G. aculeatus* und *P. pungitius* und Grasfroschlaven, *Rana temporaria* L. (*Amphibia*) – Zoologischer Anzeiger Jena 211/5/6
- (1985):
Kaulquappen – Fressen durch Goldfische (*Carassius aur. auratus*) und Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) – Salamandra 21/2/3
- GLOER, P.; MEIER-BROOK, C. & OSTERMANN, O. (1980):
Süßwassermollusken – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg
- GREENBANK, J. & NELSON, P. (1959):
Life history of the threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Karluk Lake and Bare Lake Kodiak Island, Alaska – U. S. Fish and wildlife Service, Fishery Bull. 153, S. 537
- HAGEN, D. W. (1967):
Isolating mechanisms in three-spine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) – Journ. of the Fish. Res. Board of Canada 24/8, S. 1637
- HARMS, W. (1907):
Postembryonale Entwicklungsgeschichte der Unioindien. – Zoologische Jahrbücher 28
- HARTLEY, H. T. (1948):
Food and feeding relationships in a community of fresh water fishes – Journal of Animal Ecology 17, S. 1-14
- HECKEL, J. & KNER, R. (1858):
Die Süßwasserfische der österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder; – Leipzig, 1858
- HEHMANN, F. & ZUCCHI, H. (1985):
Fischteiche und Amphibien – eine Feldstudie – Natur und Landschaft 60/10, S. 402
- HERBST, H. V. (1975):
Blattfußkrebse; Stuttgart
- HOFER, R. & SCHIEMER, F. (1981):
Proteolytic activity in the digestive tract of several species of fish with different feeding habits. – Oecologia 48, S. 342-345
- HOFMANN, J. (1975):
Der Teichwirt – Zucht und Haltung des Karpfens – 4. Auflage Parey Verlag Hamburg
- HUITFELDT-KAAS, H. (1924):
Einwanderung und Verbreitung der Süßwasserfische in Norwegen, mit einem Anhang über den Krebs-Archiv für Hydrobiologie 14, S. 223-314
- HYNES, H. B. N. (1950):
The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pungitius pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. – Journal of Animal Ecology – 19, S. 36-58

- IVLEV, V. S. (1961):
Experimental Ecology of the feeding of fishes – Yale University Press, New Haven 1961
- KAESTNER, A. (1967):
Lehrbuch der speziellen Zoologie, Band I Wirbellose, 2. Teil Crustacea – 2. Aufl. Fischer Verlag, Stuttgart
- KLEKOWSKI, R. Z. in: GRODZINSKI, W. (1975):
Methods for ecological bioenergetics, IBP – Handbook No. 24. Oxford
- KOCH, W.; BANK, E. & JENS, G. (1982):
Fischzucht, Lehrbuch für Fischzüchter und Teichwirte – 5. Auflage, Parey Verlag Hamburg
- KOHMANN, F. & STEINBERG, C. (1983):
Ist der Fisch nur zum Angeln da? – Fischereiverband Ostbayern Mittenwald 83
- KROKHIN, Ye. M. (1970):
Estimation of the biomass and abundance of the threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Lake Dal'neye based on the food consumption of plankton feeding fishes – Journ. Ichthyol. 10, Washington
- LADIGES, W & VOGT, D. (1979):
Die Süßwasserfische Europas – 2. Auflage Parey Verlag, Hamburg
- LAMPERT, W. (1983):
Biomanipulation – eine neue Chance zur Seensanierung? – Biologie in unserer Zeit 13/3
- LELEK, A. (1976):
Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein) – Schriftenreihe für Vegetationskunde 10, Bonn – Bad Godesberg
- (1980 a):
Vorläufige Rote Liste der Fische (Pisces) in: BITTNER, C.; FELTEN, H.; KOCK, D.; LELEK, A. & VIERTEL, B. (1980): Rote Liste der in Hessen ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Wirbeltiere Stand 1980 – Hessische Landesanstalt für Umwelt (Hrsg.), Wiesbaden
- (1980 b):
Threatened freshwater fishes of Europe – European Committee for the Conservation of Nature and natural resources – Nature and Environment series No. 18 Straßburg
- (1987):
The freshwater fishes of Europe Vol. 9 Threatened fishes of Europe – Aula Verlag, Wiesbaden
- MACAN, T. T. (1956):
A revised key to the British water bugs with notes on their ecology – Freshwater Biological Association Scientific Publications 16, Ambleside
- (1979):
A key to the nymphs of the British species of Ephemeroptera with notes on their ecology – 3. Edition, Publications of the Freshwater Biological Association, Ambleside
- MAITLAND, P. S. (1965):
The feeding relationships of salmon, trout, minnows, stone loach and threespined sticklebacks in the River Endrick, Scotland – Journal of Animal Ecology 34/65 S. 109-133
- (1972):
A key to the freshwater fishes of the British Isles – Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 27
- MANN, R. H. K. & ORR, D. R. O. (1969):
A preliminary study of the feeding relationships of fish in a hardwater and a softwater stream in southern England – Journal of Fish Biologie 1
- MANN, R. H. K. (1971):
The populations, growth and production of fish in the four small streams in southern England – Journal of animal ecology 40, S. 155-190
- MARKLEY, M. H. (1940):
Notes on the food habits and parasites of the stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in the Sacramento River, California – Copeia 4, S. 223-225 New York
- McCAULEY, E. in: DOWNING, J.A. & RIGLER, F.H. (1984):
A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters – IBP-Handbook No.17, Second Edition Oxford
- MEINEL, W.; BARLAS, M; LELEK, A.; PELZ, G. R. & BRUNKEN, H. (1987):
Das Vorkommen der Fische in Fließgewässern des Landes Hessen – Hrsg.: Hessischer Minister für Landwirtschaft Forsten und Naturschutz, Wiesbaden
- MELLIN, A. (1987):
Zur Problematik des Fischbesatzes – Natur und Landschaft 62/7/8
- MEYER-WAARDEN, P. F.; HALSBAND, E. & I. (1975):
Einführung in die Elektrofischerei – Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei Band 7, 2. Auflage Berlin
- MÖLLER, K.-H. (1983):
Faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Libellen der Lahnberge – Diplomarbeit, Universität Marburg
- MÜNZING, J. in: GRZIMEK, B. (1970):
Grzimeks Tierleben, Band 5 Fische 2 und Lurche – Kindler Verlag, Zürich
- MUUS, B. J. & DAHLSTRÖM, P. (1981):
Süßwasserfische – 5. Auflage BLV Verlag, München
- NIEDERHOLZER, R. & HOFER, R. (1980):
The feeding of roach (*Rutilus rutilus* L.) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) I. Studies on natural populations. – Ecologia Polska 28/1, S. 45-59
- OBERDORFER, E. (1983):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora – 5. Auflage Ulmer Verlag, Stuttgart
- OSMERA, S. (1966):
Zur Methode der Festsetzung der Biomasse einiger Planktonkrebstiere – Zoologicke Listy 15, S. 79-83
- PAEPKE, H.-J. (1983):
Die Stichlinge – Neue Brehm Bücherei Bd. 10 Ziemsen Verlag, Wittenberg
- PELZ, G. R. (1987):
Der Giebel: *Carassius auratus gibelio* oder *Carassius auratus auratus*? – Natur und Museum 117, S. 118-129
- PLEYER, G. (1980):
Veränderungen der Fischfauna, aufgezeigt an einem Fischbestand in der Aisch (Mittelfranken) – Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12, S. 97-104 München
- (1981 a):
Veränderungen der Fischfauna durch menschliche Einwirkungen – Tagungsbericht 4/81 der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen
- (1981 b):
Artenschutz bei Fischen – Tagungsbericht 9/81 der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen
- (1982):
Besatzmaßnahmen und ihre Auswirkungen in einem als Angelgewässer genutzten Fluß – Fischwirt, Zeitschr. f. d. Binnenfischerei 32/12, S. 85-89
- REMMERT, H. (1984):
Ökologie – Ein Lehrbuch; 3. Auflage, Springer Verlag, Heidelberg

- (1988):
Naturschutz; Springer Verlag, Heidelberg
- REMMERT, H. & VOGEL, M. (1986):
Wir pflanzen einen Apfelbaum – Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 10, S. 149-158
- ROGERS, D. E. (1968):
A comparison of the food of Sockeye Salmon fry and threespine sticklebacks in the Wood River Lakes – Univ. of Wash.-Publ. in Fisheries – new Ser. 3, Seattle
- ROTHMALER, W. (1986):
Exkursionsflora Bd. 4 Kritischer Band – 6. Auflage Volk und Wissen Volkseigener Verlag, Berlin
- RÜPPELL, G. & GÖSSWEIN, E. (1972):
Die Schwärme von *Leucaspis delineatus* (Cyprinidae, Teleostei) bei Gefahr im Hellen und im Dunkeln – Zeitschrift für vergleichende Physiologie 76
- SCHAUMBURG, J. (1983):
Untersuchungen zur Nahrungsökologie des dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) – Vergleich zweier künstlich entstandener Lebensräume – Diplomarbeit Universität Marburg
- (1989):
Ökologische Untersuchungen an einheimischen Kleinfischarten unter kontrollierten Freilandbedingungen: Stichling *Gasterosteus aculeatus* L., Bitterling *Rhodeus sericeus amarus* BLOCH, 1782, Moderlieschen *Leucaspis delineatus* (HECKEL, 1843) – Dissertation, Universität Marburg
- SCHIEMENZ, F. (1925):
Zur Widerstandsfähigkeit von Wildfischeiern gegen Lufttransport; Fischereizeitung 28 Nr. 36
- SCHINDLER, O. (1975):
Unsere Süßwasserfische – 5. Auflage Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- SCHMIDT, G. (1978).
Der kranke Fisch – Lehrmeister Bücherei Nr. 71, Phil-ler Verlag, Minden
- SCHMIDT, G. W. (1983):
Artenhilfsprogramm Bitterling – Naturschutz praktisch – Merkblätter zum Biotop – und Artenschutz Nr. 34, Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein – Westfalen, Recklinghausen
- (1984):
Fische in geschützten Gewässern ? – Theoretische Überlegungen und praktische Hinweise zur Fischbesiedlung von künstlichen Gewässern in Naturschutzgebieten sowie von Teichen für den Fischartenschutz und für die Fütterung fischfressender Vögel – Natur und Landschaft 59/12, S. 487
- (1985):
Möglichkeiten für eine gezielte Förderung gefährdeter Fischarten – Fischwirt 35/6
- (1986):
Fischartenschutz durch Fischbesatz? – Naturschutz praktisch – Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 72, Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen
- SCHUCHARDT, B.; BUSCH, D.; SCHIRMER, M. & SCHRÖDER, K. (1985):
Die aus Fangstatistiken rekonstruierbare Bestandsentwicklung der Fischfauna der Unterweser seit 1891: ein Indikator für Störungen des Ökosystems – Natur und Landschaft 60/11
- STEIN, H. (1981):
Kontrollierte Vermehrung und Arterhaltung bei Fischen – Natur und Landschaft 56/11, S. 436-437
- STEINBERG, C. & KOHMAN, F. (1983):
Ist der Wasserfloh nur zum Gefressenwerden da? 2. Teil: Beispiele für Rückwirkungen der Fischfauna auf die Algenflora im See – Fischer und Teichwirt: Fachblatt f. d. Binnenfischerei/Verband Bayerischer Berufsfischer 34, Nürnberg
- STERBA, G. (1975):
Aquarienkunde Band 1 – Verlag Neumann – Neudamm, Melsungen
- STREBLE, H. & KRAUTER, D. (1978):
Das Leben im Wassertropfen – 4. Auflage Kosmos Verlag, Stuttgart
- STRESEMANN, E. (1980):
Exkursionsfauna Bd. 3 Wirbeltiere – 7. Auflage Volk und Wissen Volkseigener Verlag, Berlin
- TEROFAL, F. (1978):
BLV Naturführer – Fische – BLV Verlag, München
- THIENEMANN, A. (1950):
Die Binnengewässer Bd. 18, Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- TINBERGEN, N. (1952):
Instinktlehre – Parey Verlag Hamburg
- TOBIAS, W. (1962):
Die Gehäusebauten der Köcherfliegen (Trichoptera) unter Berücksichtigung der bis 1961 erschienenen Literatur
- TOWNSEND, C.R. & HILDREW, A. G. (1976):
Field experiments on the drifting colonization and continuous redistribution of stream benthos. – Journal of Animal Ecology 45, S. 759-772
- VOGT, C. & HOFER, B. (1909):
Die Süßwasserfische von Mitteleuropa Teil I – Hrsg. Grote, W. Leipzig, 1909
- VOIGT, M. (1957):
Die Rädertiere Mitteleuropas – Bd. I/II, Berlin
- WESENBERG-LUND, C. (1939):
Biologie der Süßwassertiere, Wirbellose Tiere – Verlag Julius Springer, Wien
- WESTPHALEN, FR. J. GRAF von (1956):
Vergleichende Wachstums und Nahrungsuntersuchungen an Plötzen – Zeitschrift für Fischerei 5 N. F., S. 61-100
- WINBERG, G. G. (1971):
Methods for the estimation of production of aquatic animals, Academic Press London
- WINHELL, J. T. & BOWEN, S. H. in: BAGENAL (1978):
Methods for the assessment of fish production in fresh waters – IBP-Handbook No. 3. Third Edition Oxford
- WOOTTON, R. J. (1976):
The biology of the sticklebacks – Academic Press, London
- WUNDER, W. (1930):
Experimentelle Untersuchungen am dreistachligen Stichling (*Gasterosteus aculeatus* L.) während der Laichzeit Zeitschrift Morph. Ökol. Tiere 16, S. 53-498
- (1936):
Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas Bd. 2B, Physiologie der Süßwasserfische Mitteleuropas – Schweizerbart Verlag, Stuttgart
- WUNDER, W. in: WESENBERG-LUND, C. (1939):
Biologie der Süßwassertiere, Wirbellose Tiere – Verlag Julius Springer, Wien
- ZARET, T. J. & RAND, A. S. (1971):
Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle – Ecology 52, S. 336
- Anschrift des Verfassers:**
Dipl.-Biol. Dr. Jochen Schaumburg
Kastanienallee 2
D - 2308 Honigsee

Kleinflächige Vogelbestandsaufnahmen im Auwald an der unteren Isar als Mittel zur Beweissicherung:

Ergebnisse und Probleme

Helgard Reichholf-Riehm

1. Aufgabenstellung

Im Rahmen der ökologischen Beweissicherung war im Bereich der Isar-Stützkraftstufe Ettling in ausgewählten Probeflächen der derzeitige Zustand der Avifauna im Isarauwald so zu erfassen, daß sich daraus eine Bezugsbasis für spätere Vergleiche ergibt.

Eine derartige Frage- bzw. Aufgabenstellung läßt sich nun nicht einfach damit lösen, daß der „Ist-Zustand“ erfaßt wird, denn eine solche Grundannahme entbehrt der Realität: Die Vogelwelt kann nicht wie ein gegebener Pflanzenbestand als zum Erhebungszeitpunkt „feste Raumausstattung“ ermittelt werden. Sie ist räumlich variabel verteilt und zeigt eine starke zeitliche Dynamik, die sich einer statischen Erfassung entzieht. Für spätere Vergleiche, die das Ausmaß der möglicherweise eingetretenen Veränderungen zum Ausdruck bringen sollen, ergibt sich somit das Problem, womit denn eigentlich verglichen werden soll, kann oder darf.

Die nachfolgende Studie soll daher im Rahmen eines konkreten Falles einer ökologischen Beweissicherung ausloten, inwieweit einfache, praktikable und wiederholbare Felduntersuchungen den Anforderungen gerecht werden können, die sich aus der vorgegebenen Aufgabenstellung eigentlich ergeben. Solche Anforderungen werden vielfach an Freilanduntersuchungen gestellt, ohne daß vorher – oder im Rahmen der Untersuchung selbst – geklärt wird, ob, und wenn ja, inwieweit sie die Zielsetzung überhaupt erreichen können.

Wie zu zeigen sein wird, stellt sich insbesondere das Problem der Größe der ausgewählten Probeflächen und ihre Einbindung in das Umfeld – ob isoliert oder Teil eines (noch) zusammenhängenden Biotopkomplexes. Denn aus der Fragmentierung können sich erhebliche Unterschiede in Artenzahl und -dynamik ergeben, wie am Beispiel von Auwäldern am unteren Inn gezeigt worden ist (REICHHOLF 1986).

Für die Untersuchungen im Bereich der Isar-Stützkraftstufe Ettling waren folgende Auwaldbereiche als Bezugsflächen vorgegeben:

- A.: Das geplante Naturschutzgebiet „Im Gries“ außerhalb des Rücklaufdeiches etwa zwischen den Isar-Flußkilometern 20/5 und 21/5.
- B.: Die „Pöringer Schwaig“, ein Auwaldgebiet mit Altwasser außerhalb des zukünftigen Dammes etwa zwischen Flußkilometer 24/7 und 26/0.
- C.: Das „Landauer Ohr“, eine Weiden-Erlen-Aue landseitig des Deiches von Flußkilometer 27/3 bis 28/1.
- D.: Der Auwald wasserseitig des Deiches bei Flußkilometer 28 im Bereich von zu erwartendem Grundwasseranstieg.

Wesentliche Teile dieser ausgewählten Untersuchungsflächen befinden sich im Besitz der Öffentli-

chen Hand und sollten daher genügend gesichert sein, um späteren Untersuchungen als feste Referenzflächen dienen zu können.

Aus der Aufgabenstellung* ging außerdem hervor, daß als Ziel der Untersuchung kein qualitatives Verbreitungsbild der Vogelarten im Bereich der neuen Stützkraftstufe vorgegeben war, sondern daß vertiefte Erhebungen eine Datengrundlage für qualitative und quantitative Nachuntersuchungen („Effizienzkontrolle“) liefern sollten.

Um dieses Ziel erreichen zu können, bedurfte es anderer Erhebungen und Auswertungen, als sie bei den Rasterkartierungen angewandt werden.

So mußte insbesondere die Struktur der Avifauna so erfaßt werden, daß auch dann noch Vergleiche (in sinnvoller Weise) möglich sind, wenn sich größere Veränderungen in der Zusammensetzung des Artenspektrums ergeben haben (sollten). Solche Veränderungen sind im gegebenen Falle (wie auch in anderen vergleichbaren Untersuchungen zur Zusammensetzung und Dynamik von Kleinvogelfaunen auf Probeflächen) nicht nur nicht auszuschließen, sondern geradezu zu erwarten, auch wenn die Probeflächen in ihrer derzeitigen Form, Größe und Biotopstruktur erhalten bleiben. Denn die Flächen sind für sich genommen, aber auch insgesamt, erheblich zu klein, um die natürlicherweise auftretenden, kurzfristigen und kleinräumigen Schwankungen (interne Dynamik) ausgleichen zu können. Dazu wären nach heutigem Kenntnisstand zusammenhängende, flächig-geschlossene Auwälder von mehr als 10 Quadratkilometer Fläche die Voraussetzung. Solche Bedingungen sind an der Isar nirgends gegeben; auch nicht im Isarmündungsgebiet, wo größere Auwaldflächen zwar vorhanden, aber reich gegliedert und zersplittert auftreten.

2. Methodik

Die Erhebungsmethodik entspricht den allgemein üblichen Standards ornithologischer Bestandsaufnahmen nach festen Kontrollstrecken (Linientaxierung) oder zeitkonstanten Festpunkterhebungen (Punkttaxierung), wobei jedoch für die vorliegende Aufgabenstellung ein quantitatives Arbeiten geboten war. Der Zeitaufwand wurde dadurch erheblich vergrößert und betrug mindestens 2 Stunden pro Kontrollstelle bzw. -fläche mit 6 Gesamtkontrollen während der Brutzeit je Untersuchungsgebiet und zwischen 13 und 18 Kontrollen pro Gebiet insgesamt.

* Die Untersuchungen erfolgten im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Landshut und der OBAG, Regensburg.

Da sich schon bald zeigte, daß die Punktkartierung von Rote-Liste-Arten keine ausreichenden Vergleichswerte liefern würde, da nur 11 Rote-Liste-Arten insgesamt und maximal 7 in einem der Untersuchungsgebiete während der Untersuchungszeit aufgetreten sind (mit nur jeweils einem Paar bzw. Revier in den einzelnen Gebieten), wurde das Schwergewicht auf die quantitative Erfassung der Arten gelegt.

Mit diesem Vorgehen soll eine spätere Vergleichbarkeit gewährleistet werden, selbst wenn die Rote-Liste-Arten verschwinden oder neue sich ansiedeln sollten. Bei der Flächengröße der Auwaldreste im gesamten Untersuchungsgebiet sind gerade bei den seltenen Arten keine größeren und dauerhaften Bestände zu erwarten.

Anders ausgedrückt: Der natürliche Artenumsatz ("Turnover") wird eine große Rolle spielen. Die Ergebnisse sollten daher so ausgearbeitet werden, daß im späteren Vergleich sowohl die Verschiebungen als auch das Ausmaß des Turnovers selbst gleichermaßen erfaßt – und voneinander geschieden – werden können.

Aus diesen fachlichen Erwägungen heraus wurde der Ermittlung der Frequenz von Gastvogelarten besonderes Gewicht beigemessen und dieser Aspekt durch die Ermittlung der Frequenz aller festgestellten Vogelarten sowie ihrer Häufigkeitsstruktur ganz erheblich ausgebaut. Die Häufigkeitsangaben lassen sich daher nicht bloß in einfache Kategorien fassen, sondern für jede Art und jedes Gebiet recht genau bestimmen.

Mit diesem Vorgehen wird die gesamte *Vogelwelt zum Indikator* für das betreffende Untersuchungsgebiet. Da vier verschiedene, räumlich nicht unmittelbar benachbarte Gebiete zu untersuchen waren, eröffnete sich daraus die Möglichkeit, bereits zum gegenwärtigen Stand der Erhebungen Vergleiche anzustellen und die Gebiete zu charakterisieren. Gleichzeitig können die Ergebnisse mit den Verhältnissen im mitteleuropäischen Binnenland insgesamt verglichen werden. Hierfür steht als Methode und Bezugsbasis die Arten-Areal-Beziehung (REICHHOLF 1980) zur Verfügung. Aus ihr geht hervor, daß die Zahl der (Brut)Vogelarten einer gegebenen Fläche in starkem Maße von der Größe dieser Fläche abhängt. Die Artenzahl nimmt mit der Fläche in präzise mathematisch beschreibbarer Form zu.

Für Mitteleuropa ergab sich auf der Grundlage vieler ornithologischer Bestandsaufnahmen folgende explizite Form der mathematischen Beziehung:

$$S = 41,2 A^{0,14}$$

Hierin bedeuten S = Zahl der zu erwartenden Brutvogelarten und A = Flächengröße des Untersuchungsgebietes. Die Exponentialfunktion besitzt einen kritischen Grenzwert bei etwa 0,8 km² Flächengröße. Bei Unterschreiten dieser Flächengröße fällt der Artenbestand sehr stark ab. BANSE & BEZZEL (1984) haben diesen Bereich der Arten-Areal-Beziehung für Mitteleuropa präzisiert und aufgrund der vorliegenden empirischen Befunde folgende Tabelle erarbeitet:

Übersicht 1

Abhängigkeit der Artenzahl an Brutvögeln von der Flächengröße bei Kleinflächen (unter 100 ha).

Fläche (ha)	Artenzahl
100	41
90	40
70	39
50	37
40	34
30	30
20	25
15	22
10	19
9	19
8	18
7	18
6	17
5	17
4	16
3	15
2	14
1	12

Für die Untersuchungsflächen können daher nach diesen Vorgaben Erwartungswerte bestimmt werden, die sich mit den tatsächlichen Befunden vergleichen lassen. Aus dem Ausmaß der Abweichung von Befund und Erwartung ist dann die Einstufung des Gebietes als (sehr) artenreich, (sehr) artenarm oder durchschnittlich vorzunehmen. BANSE & BEZZEL (l.c.) schlugen dazu folgende Abstufung vor:

Übersicht 2

Bewertung des Artenreichtums von Kleinflächen (EW = Erwartung nach der Tab. 1)

Bewertungsstufe	Erläuterung	Fläche 1-5	Fläche 6-100 ha
0	kein Brutvogel		
1	sehr artenarm	<0,5 EW	<<EW
2	artenarm	>0,5 EW	<EW
3	Durchschnitt	ca. EW	ca. EW
4	artenreich	bis 2 x EW	>EW
5	sehr artenreich	>2 x EW	>>EW

Diese Art des Vorgehens ermöglicht also eine objektive Bewertung des Artenreichtums bzw. der Artendefizite eines Gebietes ohne Berücksichtigung der speziellen Zusammensetzung des Artenspektrums und unabhängig von der Stärke der inneren Dynamik (Turnover). Der Nachteil liegt in der Gleichbehandlung aller Vogelarten, unbeschadet ihres Gefährdungs- oder Seltenheitsgrades. Da jedoch gerade bei kurzzeitigen Untersuchungen der Artenumsatz eine sehr massive Einflußgröße darstellt, ist diese Art der Bewertung vorteilhafter und zu Vergleichszwecken besser geeignet.

3. Kurzcharakterisierung der Untersuchungsgebiete

Abb. 1 zeigt die vier Untersuchungsgebiete. Die Ausschnitte lassen sich mit der Karte der Vegetation, geordnet nach ihrer Naturnähe (Karte 10.2) der Ökotechnischen Modelluntersuchung Untere Isar (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1983) zur Deckung bringen. Maßstab 1:10 000. Gewässer sind schwarz, Auwaldflächen schraffiert dargestellt. Eine weitere Unterteilung nach Vegetationsmerkmalen wurde nicht vorgenommen, da sie der genannten Karte 10.2 zu entnehmen ist und keine direkten Abhängigkeiten zur Vogelbesiedlung bestehen.

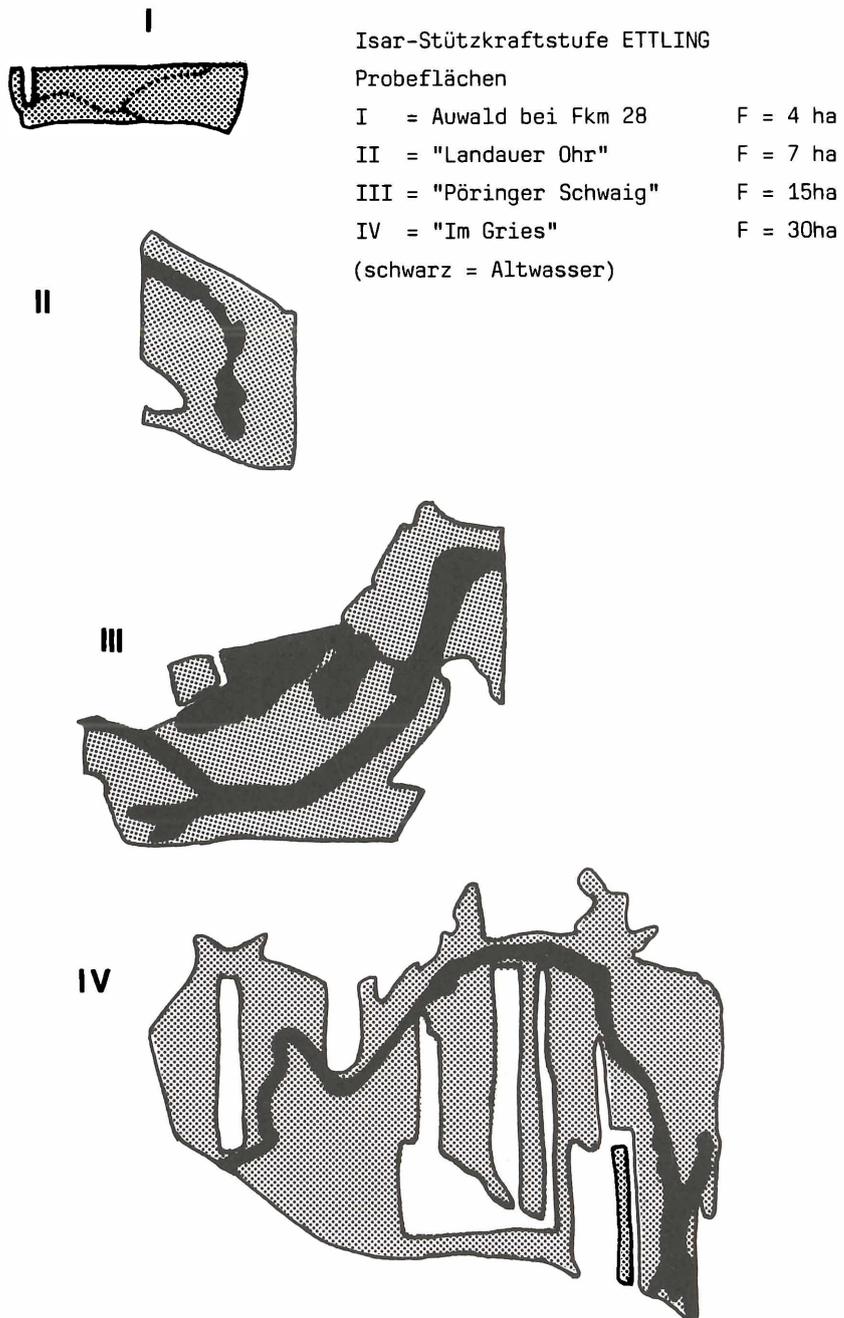


Abbildung 1

Größe und Struktur der Untersuchungsflächen (I-IV) im Auwald an der geplanten Stützkraftstufe Ettling/Isar.

Mit rund 30 ha Fläche ist das Untersuchungsgebiet „Im Gries“ mit Abstand am größten, aber auch sehr stark fragmentiert durch streifenartig dazwischengeschobene landwirtschaftliche Nutzflächen. Eine starke Fragmentierung erhöht, wie REICHOLF & SCHAACK (1986) für die Auwälder am unteren Inn gezeigt haben, die Fluktuation der Vogelbestände und führt zu Artenverlusten im Vergleich zu gleich großen, aber zusammenhängenden Flächen gleichen Auwaldtyps.

Das zweite Untersuchungsgebiet, die „Pöringer Schwaig“, umfaßt einen geschlossenen Auwald von 15 ha Größe mit eingestreuten Lichtungen und starker Mischung im Baumbestand. Baggersee und Altwasser treten sehr viel stärker als Gewässer hervor, als in den anderen Untersuchungsgebieten. Vom „Landauer Ohr“ wurde eine lichte Auwald-

fläche von 7 ha Größe detailliert bearbeitet. Sie grenzt an einen fast 30 ha großen, zusammenhängenden Auwaldkomplex. Die Teilfläche ist daher im Gegensatz zur Probefläche wasserseitig bei km 28 nicht isoliert. Doch auch die 4 ha große Probefläche bei km 28 besitzt eine breite Kontaktzone zum angrenzenden Auwald und wird nur durch den Deich vom Auwald am „Landauer Ohr“ getrennt. Der Isolationsgrad der letzten beiden Teilflächen liegt daher keineswegs ungewöhnlich hoch; im Gegenteil: Die Flächen sind so eng angebunden an die angrenzenden Auwaldbereiche, daß ein Artenverlust durch Isolierung nicht anzunehmen ist. Der Auwald bei km 28 wird durch einen geschlossenen, hohen Bestand mit Pappeln gekennzeichnet. Der Grad seiner Strukturierung ist hingegen deutlich geringer als im „Landauer Ohr“.

Die Probeflächen wurden recht gleichmäßig an denselben Tagen insgesamt zwischen 13 und 17 mal je Gebiet kontrolliert. Unterschiede, die sich ergeben haben, können nicht von der Methodik verursacht worden sein.

4. Kurzcharakterisierung der Untersuchungsperiode

Die Jahre 1986 und 1987 sind im Vergleich zu den vorausgegangenen als zu kalt und zu naß während der Brutzeit der Vögel einzustufen. Insbesondere die Brutzeit 1987 fiel ganz extrem aus und führte zu ungewöhnlich starken Bruteinbußen und Brutaussfällen im südlichen Mitteleuropa. Die Resultate sind vor diesem Hintergrund zu sehen.

5. Ergebnisse

Die Befunde der quantitativen avifaunistischen Erfassungen in den festgelegten Probeflächen (Untersuchungsgebiete) sind in den Tabellen 1-4 zusammengestellt. Die Arten wurden nach ihrer Häufigkeit geordnet, unbeschadet ihrer systematischen Zusammengehörigkeit.

Die Zahlen geben die Quersumme der registrierten Individuen im Untersuchungszeitraum, also die Gesamthäufigkeit. Sie spiegeln somit die Nutzung der Flächen über das Jahr hinweg wider und nicht nur die Verhältnisse zur Brutzeit, die 1986 und 1987 unterdurchschnittlich bis extrem schlecht ausgefallen sind.

Die genauere Betrachtung der Rangfolge der Arten zeigt, daß sie für die vier Untersuchungsgebiete recht unterschiedlich ausfällt. Da es sich um den gleichen Typ von Lebensraum handelt, wäre ein solches Resultat zunächst nicht zu erwarten. Es wird erst aus der weiteren Analyse der Befunde verständlich.

So geht aus Tab. 5 hervor, daß der Artenreichtum der einzelnen Untersuchungsflächen sehr stark von deren Flächengröße abhängt. Das größte Gebiet, der Auwald „Im Gries“ erbrachte fast doppelt so viele Arten wie das kleinste, der Auwald bei km 28. Die Befunde sind daher, das geht hieraus unzweifelhaft hervor, von der Flächengröße beeinflusst; ein Faktum, das im Falle einer späteren Vergleichsuntersuchung zu berücksichtigen ist. Denn sollten später die untersuchten Auwaldflächen als solche zwar vorhanden, aber stark isoliert sein, weil die umliegenden Auen gerodet worden sind, müssen Artenverluste kalkuliert werden, die über das Maß des Turnovers hinausgehen.

Tabelle 1

Quantitative avifaunistische Befunde 1986/87 Isar-Auwald „Im Gries“, Projektbereich Ettlting.

Rangfolge der Vogelarten nach ihrer Häufigkeit; deutsche Vogelnamen. 62 Arten/1474 Exemplare.

Kohlmeise – 166	Gartenbaumläufer – 8
Stockente – 140	Kernbeißer – 8
Goldammer – 136	Graureiher – 7
Blaumeise – 108	Gelbspötter – 7
Buchfink – 73	Krickente – 6
Mönchsgrasmücke – 72	Kuckuck – 6
Feldsperling – 71	Rabenkrähe – 6
Amsel – 70	Sumpfrohrsänger – 6
Zilpzalp – 65	Girlitz – 6
Grünling – 64	Mäusebussard – 5
Rotkehlchen – 59	Zeisig – 5
Bläßhuhn – 31	Tafelente – 4
Dohle – 30	Pirol – 4
Eichelhäher – 26	Beutelmeise – 4

Singdrossel – 25	Eisvogel – 3
Reiherente – 22	Sumpfmiese – 3
Schwanzmeise – 22	Schlagschwirl – 3
Fitis – 21	Teichrohrsänger – 3
Rauchschwalbe – 17	Klappergrasmücke – 2
Turteltaube – 16	Dorngrasmücke – 2
Gartengrasmücke – 16	Wintergoldhähnchen – 2
Zaunkönig – 15	Star – 2
Kleiber – 14	Zwergtaucher – 1
Heckenbraunelle – 14	Wiesenweihe – 1
Schnatterente – 12	Gartenrotschwanz – 1
Wacholderdrossel – 11	Feldschwirl – 1
Bachstelze – 11	Waldaubsänger – 1
Gimpel – 10	Baumpieper – 1
Ringeltaube – 9	Schafstelze – 1
Buntspecht – 8	Stieglitz – 1
Weidenmeise – 8	Sommergoldhähnchen – 2

Tabelle 2

Quantitative avifaunistische Befunde 1986/87 Isar-Auwald „Pöringer Schwaig“, Projektbereich Ettlting. 51 Arten/1013 Exemplare

Kohlmeise – 168	Sommergoldhähnchen – 6
Blaumeise – 104	Stieglitz – 6
Bläßhuhn – 92	Ringeltaube – 5
Reiherente – 76	Gartenbaumläufer – 5
Zilpzalp – 75	Kernbeißer – 5
Buchfink – 42	Tafelente – 4
Amsel – 39	Teichhuhn – 4
Goldammer – 35	Kuckuck – 4
Schwanzmeise – 34	Schlagschwirl – 4
Mönchsgrasmücke – 33	Teichrohrsänger – 4
Fitis – 30	Klappergrasmücke – 4
Rotkehlchen – 28	Wintergoldhähnchen – 4
Eichelhäher – 25	Buntspecht – 3
Rauchschwalbe – 22	Kleiber – 3
Turteltaube – 21	Gelbspötter – 3
Gimpel – 20	Höckerschwan – 2
Grünling – 12	Wasserralle – 2
Heckenbraunelle – 11	Mäusebussard – 2
Gartengrasmücke – 11	Schwärzmilan – 2
Weidenmeise – 10	Eisvogel – 2
Stockente – 9	Rabenkrähe – 2
Star – 9	Sumpfmiese – 2
Haubentaucher – 7	Dorngrasmücke – 2
Pirol – 6	Waldkauz – 1
Zaunkönig – 6	Feldschwirl – 1
Sumpfrohrsänger – 6	

Tabelle 3

Quantitative avifaunistische Befunde 1986/87 Isar-Auwald „Landauer Ohr“, Projektbereich Ettlting. 44 Arten/443 Exemplare

Goldammer – 59	Beutelmeise – 5
Kohlmeise – 50	Sumpfrohrsänger – 5
Zilpzalp – 42	Hohltaube – 4
Blaumeise – 26	Eichelhäher – 4
Grünling – 24	Bachstelze – 4
Mönchsgrasmücke – 21	Mäusebussard – 3
Amsel – 18	Kuckuck – 3
Fitis – 17	Gartenbaumläufer – 3
Schwanzmeise – 16	Gelbspötter – 3
Turteltaube – 15	Schnatterente – 3
Bläßhuhn – 11	Stockente – 2
Feldlerche – 10	Reiherente – 2
Heckenbraunelle – 10	Pirol – 2
Gimpel – 10	Sumpfmiese – 2
Rotkehlchen – 9	Sommergoldhähnchen – 2
Dorngrasmücke – 9	Star – 2
Singdrossel – 8	Tüpfelsumpfhuhn – 1
Stieglitz – 8	Ringeltaube – 1
Gartengrasmücke – 7	Buntspecht – 1
Buchfink – 7	Nachtigall – 1
Weidenmeise – 6	Feldschwirl – 1
Krickente – 5	Klappergrasmücke – 1

Tabelle 4

Quantitative avifaunistische Befunde 1986/87 Isar-Auwald bei „km 28“, Projektbereich Ettlting.
38 Arten/228 Exemplare

Kohlmeise – 32	Gartenbaumläufer – 3
Blaumeise – 18	Gebirgstelze – 3
Amsel – 18	Turteltaube – 2
Grünling – 16	Rabenkrähe – 2
Rotkehlchen – 13	Eichelhäher – 2
Goldammer – 13	Sumpfmeise – 2
Schwanzmeise – 12	Tannenmeise – 2
Buchfink – 12	Zaunkönig – 2
Zilpzalp – 10	Heckenbraunelle – 2
Singdrossel – 9	Star – 2
Fitis – 6	Pirol – 1
Bachstelze – 6	Kleiber – 1
Stieglitz – 6	Mäusebussard – 1
Gimpel – 6	Hausrotschwanz – 1
Sumpfrohrsänger – 5	Schlagschwirl – 1
Buntspecht – 4	Gelbspötter – 1
Mönchsgrasmücke – 4	Gartengrasmücke – 1
Zeisig – 4	Dorngrasmücke – 1
Kuckuck – 3	Wiesenpieper – 1

Andererseits geht aus dem Verhältnis von Befund zu Erwartung (nach der Arten-Areal-Beziehung und Tab. 1) eindeutig hervor, daß es sich bei allen vier Untersuchungsgebieten um *sehr artenreiche*, höchst wertvolle Flächen handelt. Sie müssen mit der Wertzahl 5 eingestuft werden.

Mit dieser Einstufung ist klargestellt, daß es sich bei den ausgewählten Untersuchungsgebieten um Abschnitte an der unteren Isar im Bereich von Ettlting handelt, die tatsächlich für die Beweissicherung im ornithologischen Bereich relevant sind.

Bei genauer Betrachtung zeigt sich allerdings, daß das Gebiet „Im Gries“ den Erwartungswert nicht um mehr als das Doppelte übertrifft, wie das bei den anderen Gebieten der Fall ist. Trotz absolut größter Artenzahl fällt es relativ zu seiner Größe nicht so gut aus. Die starke Aufspaltung durch die landwirtschaftlichen Nutzflächen dürfte hierfür die Ursache sein. Das gleiche Ergebnis wurde bei den genannten Untersuchungen in den Auen am unteren Inn (REICHHOLF & SCHAACK 1986) erzielt: Dort wies der fragmentierte Auwald einen Artenverlust von 15 % im Vergleich zum geschlossenen und eine doppelt so hohe Fluktuationsrate der Bestände der Brutvogelarten auf. Eine weitere Zersplitterung würde mit großer Wahrscheinlichkeit „Im Gries“ zu einem starken Artenverlust führen und den Wert als Naturschutzgebiet nachhaltig schmälern.

Die Rangfolge der Untersuchungsgebiete bleibt auch dann erhalten, wenn nicht die Gesamtartenzahlen verglichen werden, sondern die Artenzahlen pro Kontrolle (Exkursion). Tab. 6 zeigt, daß der Maximalwert und der Durchschnitt während der Brutzeit eng beisammen liegen und nur einige wenige Arten Abweichung ausmachen. Hieraus läßt sich ableiten, daß die Erhebung gesicherte Befunde liefert und nicht etwa nur „Momentanbilder“ eines stark fluktuierenden Bestandes.

Der Gesamtdurchschnitt (Mittelwert für alle Exkursionen; Artenzahl pro Exkursion und Gebiet) liegt natürlich viel niedriger, weil im Herbst und Winter die Zugvogelarten fehlen. Gleich welcher Wert zugrunde gelegt wird, die Rangfolge der Gebiete bzw. die darin sich ausdrückende Abhängigkeit der Artenzahl von der Fläche bleibt erhalten. Somit gelten die Feststellungen auch für die Eignung der Gebiete als Durchzugs-, Rast- und Überwinterungsplatz für Vögel.

In den Werten von Tab. 6 drückt sich bereits der starke Artenumsatz (Turnover) aus, der diese Auwaldgebiete kennzeichnet. Rein rechnerisch als „Turnoverfaktor“ in Tab. 6 dargestellt, bedeutet er den Faktor, der nötig ist, um vom Durchschnitt pro Exkursion auf die in den beiden Untersuchungsjahren festgestellte Gesamtartenzahl zu kommen. Abb. 2 zeigt dazu vergleichend die Befunde für alle vier Untersuchungsgebiete. Ihr ist zu entnehmen, daß der Turnover einen größeren Anteil einnimmt, als der „Grundstock“ an Arten aus dem Mittelwert der Tageszahlen. Das heißt, daß erheblich mehr als die Hälfte des Artenbestandes im Jahreslauf und von Jahr zu Jahr fluktuiert.

Interessanterweise bleibt das relative Ausmaß dieser Fluktuation in den vier Gebieten nahezu gleich groß. Die Fluktuation muß daher als ein Charakteristikum des (Isar) Auwaldes insgesamt erachtet werden und nicht als eine Eigenheit der einzelnen Probestellen.

Dieser Befund bekräftigt einerseits die Wahl der Untersuchungsgebiete als repräsentative Abschnitte aus der Isaraue im Bereich der Stufe Ettlting, andererseits verdeutlicht er in noch stärkerem Maße die Unmöglichkeit, aufgrund kurzzeitiger Untersuchungen direkte qualitative und quantitative Vergleiche mit gesicherten Ergebnissen oder begründeten Bewertungen vornehmen zu können.

Nun wäre bei einem so großen Ausmaß der Fluktuation die Annahme naheliegend, daß überhaupt keine brauchbaren Aussagen und Vergleiche auf dieser Basis durchführbar seien. Diese Vermutung kann ganz klar widerlegt werden: Tab. 7 zeigt nämlich, daß die Gesamthäufigkeit (Dichte) der Vögel pro Hektar Auwaldfläche trotz aller Schwankungen und Unterschiede im Artenspektrum geradezu überraschend konstant ausfällt. Für die Dichte ergibt sich keine signifikante Abweichung bei den einzelnen Gebieten vom rechnerischen Mittel von 59 Ex/ha.

Daraus muß abgeleitet werden, daß ein innerer „Bilanzausgleich“ erfolgt und daß die ganze Dynamik innerhalb eines fest umrissenen Rahmens abläuft. Spätere Vergleiche und Vergleiche zwischen den Gebieten sind nach diesem Befund zulässig.

Worin liegt nun diese „innere Dynamik“? Wie drückt sie sich im Artenspektrum aus? Eine Möglichkeit, an diese Fragen heranzukommen, besteht in der Betrachtung der Konstanz des Auftretens der Vogelarten (Tab. 8). Sind die Artenbestände stabil und gibt es nur einen geringen Turnover, so liegt die Konstanz des Auftretens (des Registrierens pro Exkursion) hoch und umgekehrt. Die Häufigkeit ist dabei von nachrangiger Bedeutung, da schon einzelne Paare in so kleinen Gebieten sehr regelmäßig feststellbar sind, wenn sie sich ortskonstant (revier-treu; standorttreu) verhalten.

Aus Tab. 8 geht jedoch hervor, daß die Artenkonstanz in allen Gebieten sehr gering ist und mit abnehmender Gebietsgröße ebenfalls abnimmt. Im größten Gebiet, „Im Gries“ konnten nur 13 % der Arten auf mehr als 2/3 der Kontrollen bestätigt werden; im „Landauer Ohr“ nur noch 2 % und im Auwald bei km 28 erreichte keine Art mehr eine Konstanz von mehr als 66 %. In Tab. 9 wurden die Befunde noch detaillierter dargestellt. Die Anteile der Klassen mit geringer Konstanz (anwesend in weniger als einem Drittel der Kontrollen) steigen von 75 % „Im Gries“ auf 92 % für den Auwald bei km 28.

Tabelle 5

Artenreichtum der Untersuchungsgebiete

Gebiet	Gesamtzahl	Brutvögel	Fläche	Erwartung*	B/E	Wertzahl**
Im Gries	62	58	30 ha	30	1.9	4 (5)
Pöringer Schwaig	51	48	15	22	2.2	5
Landauer Ohr	44	40	7	18	2.2	5
km 28	38	37	4	16	2.3	5

* Erwartungswert nach BANSE & BEZZEL (1984) der Zahl der Brutvogelarten.

** Wertzahl nach BANSE & BEZZEL (1984) 4 = artenreiches, 5 = sehr artenreiches Gebiet; der Erwartungswert wird um das Doppelte bis mehr als das Doppelte übertroffen.

Tabelle 6

Artenzahl pro Exkursion

Gebiet	Maximalwert in der Brutzeit	Durchschnitt Brutzeit (n = 6)	Durchschnitt insgesamt	Turnoverfaktor***
Im Gries	25	21.5	17	3.6
Pöringer Schwaig	22	19	14.5	3.5
Landauer Ohr	16	13.8	9.4	4.7
Km 28	13	9.8	7.9	4.8

*** Faktor, mit dem der Durchschnitt zu multiplizieren wäre, um die Gesamtzahl der Arten des betreffenden Gebietes zu erhalten. Der Wert entspricht rein rechnerisch dem Ausmaß des Artenumsatzes (Turnover) in der 2-jährigen Untersuchungszeitpanne.

Tabelle 7

Häufigkeit der Vögel im Untersuchungszeitraum

Gebiet	Gesamtzahl (N) der registrierten Vögel	N/Fläche
Im Gries	1474	49 Ex/ha
Pöringer Schwaig	1013	67
Landauer Ohr	443	63
Km 28	228	57
		Durchschnitt 59 Ex/ha

Es liegt also an der Fluktuation der Mehrzahl der Arten, welche die Konstanz so massiv drückt, daß Voraussagen über die zukünftige Zusammensetzung der Avifauna in diesen Untersuchungsgebieten dann unmöglich sein werden, wenn die genaue Struktur des Artenspektrums gemeint ist. Werden hingegen die allgemeineren Muster der Häufigkeitsstruktur, des Artenreichtums und der Höhe des Turnovers als Kriterien benutzt, so erscheint

die Projektion von Erwartungswerten in die (nähere) Zukunft durchaus praktikabel (im Sinne überprüfbarer Hypothesen, die sowohl Aussagen über die Übereinstimmung als auch über das Ausmaß der Abweichungen gestatten). Für solche Fragestellungen ist die Methodik geeignet und können die Probestellen auch später als Referenzflächen herangezogen werden. Aus zoologisch-wissenschaftlicher Sicht erfüllt ein solches Vorgehen die Anforderungen an eine Beweissicherung, während eine Verfeinerung auf Artniveau ein illusionäres Ziel wäre.

Art und Umfang der Untersuchungen erlauben noch einen weiteren vertiefenden Schritt der Analyse: Die Gliederung des Artenspektrums nach Groß- und Kleinvögeln. Die Großvögel umfassen hierbei die Nichtsingvögel und aus der Singvogelgruppe die Krähenvögel (Corvidae), während die

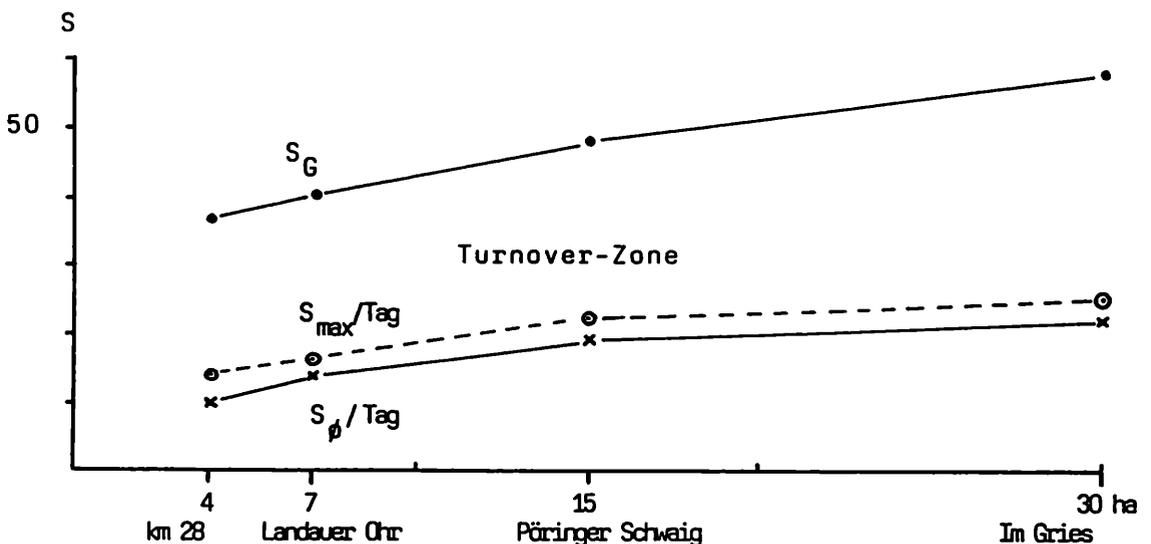


Abbildung 2

Beziehung zwischen Artenzahlen und Flächengröße der Untersuchungsgebiete.

Ergebnisse der Jahre 1986 und 1987.

S_G = Gesamtartenzahl S_{max}/Tag = höchste zur Brutzeit an einem Tag festgestellte Artenzahl.

S_ϕ/Tag = durchschnittliche Artenzahl pro Kontrolle während der Brutzeit.

Tabelle 8**Konstanz des Auftretens der Vogelarten in den verschiedenen Untersuchungsgebieten 1986/87.**

Gebiet	Artenzahl	Exkursionen	> 10	(% d. Artenzahl)	< 10 *
Im Gries	61	16	8	13 %	87 %
Pörringer Schwaig	51	17	6	12 %	88 %
Landauer Ohr	44	16	1	2 %	98 %
Km 28	38	13	-	-	100 %

* Ein Auftreten in weniger als 10 Kontrollen entspricht einer 2/3 Grenze für die Konstanz. Die Werte werden in der nachfolgenden Tabelle weiter aufgegliedert.

Tabelle 9**Aufschlüsselung der Konstanz des Auftretens nach Klassen.**

Gebiet	1	2-5	6-10	>10	Exkursionen
Im Gries	16	30	7	8	
Pörringer Schwaig	9	27	9	6	
Landauer Ohr	15	21	7	1	
Km 28	17	18	3	0	

Anteile der Klassen geringer Konstanz (1/3 der Kontrollen; Klassen 1 & 2-5)

Im Gries	75.4 %
Pörringer Schwaig	70.5 %
Landauer Ohr	81.8 %
Km 28	92.1 %

Kleinvögel die Singvögel unter Ausschluß der Krähenvögel beinhalten. Das Verhältnis beider Gruppen zueinander ist in vieler Hinsicht ornithoökologisch aufschlußreich (vgl. BEZZEL 1982).

Tab. 10 enthält diese Untergliederung. Wiederum ergibt sich eine Rangfolge, die im Prinzip mit allen anderen übereinstimmt, die Abhängigkeiten von der Flächengröße zeigen:

Tabelle 10**Anteil der Kleinvögel („Kleinvogel-Index“, I) am Arten- und Häufigkeitsspektrum (I_S und I_N)**

Kleinvogel = Singvogel exclusive der Rabenvögel (Corvidae)

Gebiet	Arten	I _S	Häufigkeit	I _N
Km 28	32: 6	5.3	214: 14	15.3
Landauer Ohr	31:13	2.4	388: 55	7.1
Pörringer Schwaig	34:17	2.0	757:256	3.0
Im Gries	44:18	2.4	1141:333	3.4

Ergebnis:

Die Nichtsingvögel („Großvögel“) nehmen mit Verminderung der Flächengröße schneller ab als die Kleinvögel. Die beiden Indices I_S und I_N sind hochgradig miteinander korreliert (r = 0.964). Artenzahl und Häufigkeit verändern sich gleichsinnig.

Je kleiner die Fläche, umso mehr überwiegen die kleinen Singvögel und umgekehrt steigt der Anteil der Großvögel mit zunehmender Flächengröße. Das Verhältnis der Arten I_S fällt dabei genauso aus, wie das Verhältnis der Häufigkeit I_N (Tab. 10). Der Befund wird bei der Tabelle interpretiert. Die Abweichung betrifft wiederum den fragmentierten Auwald „Im Gries“, der auch nach diesen Ergeb-

Tabelle 11**Nachgewiesene „Rote-Liste-Arten“ 1986/87**

Einstufung nach der neuesten Fassung der „Roten Liste der in der Bundesrepublik Deutschland und Berlin (West) gefährdeten Vogelarten“, 6. Fassung; Stand 1.1.1987 (Deutsche Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz).

	<u>Art</u>	<u>Gebiet</u>
Kategorie 1 (vom Aussterben bedrohte Arten)	Wiesenweihe	„Im Gries“; 23.4.87 (Durchzügler oder Gast aus der näheren Umgebung)
Kategorie 2 (stark bedrohte Arten)	Eisvogel Krickente Tüpfelsumpfhuhn	Im Gries/Pörringer Schwaig " /Landauer Ohr Landauer Ohr
Kategorie 3 (bedrohte Arten)	Beutelmeise Gartenrotschwanz Hohltaube Schnatterente Wasserralle Zwergtaucher	Im Gries/Landauer Ohr " Landauer Ohr " /Im Gries Pörringer Schwaig Im Gries
Kategorie 4 (potentiell bedrohte Arten)	Schlagschwirl	Im Gries/Pörringer Schwaig Km 28

Aufgeteilt nach Gebieten:

	<u>Rote-Liste-Arten</u>
Im Gries	7
Pörringer Schwaig	3
Landauer Ohr	5
Km 28	1

nissen stärkere Artenverluste zu verzeichnen hat, als die anderen Untersuchungsgebiete. Die enge Korrelation von Artenverhältnis und Häufigkeitsverhältnis widerlegt etwaige zufallsbedingte Schwankungen im Artenbestand als Interpretationsmöglichkeit. Der Trend ist real und kein statistisches Artefakt.

Prinzipiell ließe sich die Analyse noch weiter vertiefen und auf einzelne Vogelgruppen beziehen. Für ein solches Vorgehen reichen jedoch einerseits die Datenmengen nicht aus, da mit jeder zusätzlichen Kategorie, die in die Analyse aufgenommen wird, die Variationsmöglichkeiten größer werden (Zahl der Freiheitsgrade steigt), andererseits fielen gerade für insektenfressende Singvögel die Brutperioden von 1986 und 1987 so ungünstig aus, daß direkte Häufigkeitsvergleiche im Artenspektrum wegen dieser Extremsituation wenig sinnvoll (zumindest im Hinblick auf die Aufgabenstellung der Untersuchung) erscheinen.

Einzig die Zusammenstellung der „Rote-Liste-Arten“ soll das Bild von den Befunden abrunden (Tab. 11). Sie fällt für die Untersuchungsgebiete eher dürftig aus, weil der Flächenanspruch der meisten dieser Arten ziemlich hoch liegt.

Das stark zersplitterte (fragmentierte) Auwaldgebiet „Im Gries“ weist bereits wieder relative Großvögelverluste auf, die in den absoluten Zahlen durch die größere Fläche (im Vergleich zur „Pöringer Schwaig“) kaschiert werden. Die Index-Veränderungen zeigen diesen Umstand jedoch zweifelsfrei an!

6. Abschließende Bemerkungen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen ein hohes Ausmaß innerer Variation und Dynamik des Artenbestandes in den vier Untersuchungsflächen bei gleichzeitig hoher Stabilität der Gesamthäufigkeit (Dichte) der Vögel. Hohe Artenvielfalt und hoher Artenumsatz kennzeichnen die (Sing)Vogelgemeinschaften dieser Auwälder an der unteren Isar. Die Gebiete sind sehr artenreich (und schutzwürdig), aber flächenmäßig zu klein, um ohne Auwald im Umfeld den Artenbestand halten zu können. Nur die Sicherung und Verbesserung des noch vorhandenen „Auwald-Verbundes“ wird auf längere Sicht das Artenspektrum sichern können.

Sollten sich nur die Untersuchungsgebiete erhalten lassen, muß mit ganz erheblichen Artenverlusten gerechnet werden, weil die kritischen Mindestflächengrößen dann weit unterschritten sind.

Die ungünstige Witterung zur Brutzeit, die während der beiden Untersuchungsperioden herrschte, läßt keine Beurteilung der „normalen“ Siedlungsdichte der Vogelarten zu. Vergleichende Untersuchungen in späteren Jahren müssen diesen Umstand in Rechnung stellen.

7. Zusammenfassung

In den Jahren 1987 und 1988 wurden in vier unterschiedlich großen Auwaldbereichen an der unteren Isar ornithologische Bestandsaufnahmen durchgeführt. Die Erhebungen waren in den Rahmen der ökologischen Beweissicherung zur Isar-Stützkraftstufe Ettling eingebunden. Es handelte sich um Auwaldparzellen von 4, 7, 15 und 30 ha Größe. Die Ergebnisse sind den Tabellen zu entnehmen. Zusammengefaßt zeigten sie, daß es sich bei den Probestellen um sehr artenreiche Gebiete handelt, in denen durchschnittlich 59 Vögel pro Kontrolle und

Hektar angetroffen worden sind. Der Artenreichtum liegt fast durchwegs mehr als doppelt so hoch, wie nach der mitteleuropäischen Arten-Areal-Beziehung zu erwarten wäre. Für die einzelnen Teilgebiete ergab sich ein hoher Arten-Turnover (Faktor 3.5-4.8) für die 2-jährige Untersuchungsperiode. Dennoch blieb die Häufigkeit der Vögel insgesamt überraschend konstant. Das relative Ausmaß der Fluktuationen ist in den vier Teilgebieten ungefähr gleich groß, so daß die Fluktuationen als Charakteristikum solcher Auwälder eingestuft werden. Dies vermindert zwar einerseits die Vergleichbarkeit der konkreten Befunde mit späteren Erhebungen, unterstreicht aber andererseits, daß die „innere Dynamik“ in einem Rahmen verläuft, welcher die spätere Vergleichbarkeit dennoch sichert. Dieser Umstand ist bei der vergleichenden Interpretation der Befunde zu berücksichtigen. Kleinflächige Erhebungen können folglich durchaus ihre Bedeutung erlangen, wenn der methodische Grenzrahmen beachtet wird, und wenn nicht mehr erwartet wird, als die Vorgaben ermöglichen können.

Summary

Small scale bird surveys in riverine forests along the lower river Isar and its use for ecological evaluation: Results and problems.

In the years of 1987 and 1988 bird population surveys have been made in four differently sized plots of riverine forests along the lower Isar river in Bavaria. The study was part of an ecological evaluation and monitoring scheme connected with the construction of a hydroelectric power plant in the Isar river near Ettling. The plots' sizes were 4, 7, 15 and 30 hectares. The results are given in the tables. Generally they characterize the study sites being very rich in species. Bird density fluctuated around 59 specimens per control and hectare. Species numbers were more than twice as high as predicted from the species-area-relationship for Central European bird communities. But there was also a high rate of turnover with a factor between 3.5 and 4.8 for the two years. In spite of this turnover the general bird density remained quite constant with 59 specimens/control/ha.

The level of fluctuation likewise was equal in the four sites, a result which may indicate that marked fluctuations within certain limits are typical for riverine forest bird associations. If that's true there will be no direct comparison reliable with future results on the one hand, but on the other the view is strengthened that there are quite clear constraints limiting the magnitude of the internal dynamics. For later comparisons a more generalized approach must be taken to ensure a proper interpretation of the results. If that is taken into account small scale surveys may provide quite a useful tool. They have their limits, but also their strength.

8. Literaturverzeichnis

BANSE, G. & E. BEZZEL (1984): Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas. – *Journal für Ornithologie* 125: 291-305.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft; Ulmer, Stuttgart.

REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. – *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* 19: 13-26.

—— (1984):

Inselökologische Aspekte der Ausweisung von Naturschutzgebieten für die Vogelwelt. – Laufener Seminarbeiträge 7/84. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.

—— (1986):

Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen? – Laufener Seminarbeiträge 10/86: 19-24.

REICHHOLF, J. & K. H. SCHAACK (1986):

Linientaxierungen von Sommervögeln im Auwald. – Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern 25: 175-187.

SCHLEMMER, R. (1982):

Ergebnisse einer ornithoökologischen Untersuchung im Isartal zwischen Gottfrieding und Plattling. – Jahresbericht 9 der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Ostbayern: 1-121.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Helgard Reichholf-Riehm
Ökosystemforschung Innstauseen
Römerweg 17
8397 Bad Füssing 2

Veränderungen des Brutbestandes ausgewählter Vogelarten (1965-1989) der „Glender Wiesen“ (Stadt Coburg, Oberfranken) in Abhängigkeit vom Strukturwandel in der Landwirtschaft –

Bedeutung des Gebietes für den Artenschutz heute

Frank Reißweber

Inhaltsverzeichnis:	Seite
1. Einleitung	205
2. Material und Methoden	206
2.1 Durchführung der Bestandsaufnahme	206
2.2 Untersuchungsgebiet	206
3. Ergebnisse	206
3.1 Der Brutvogelbestand	206
3.2 Die Veränderungen in der Landnutzung der „Glender Wiesen“ seit 1960	207
3.2.1 Das Gebiet zwischen 1960 und 1965	207
3.2.2 Das Gebiet zwischen 1965 und 1975	207
3.2.3 Das Gebiet zwischen 1975 und 1989	209
3.3 Reaktionen der Brutbestände von fünf ausgewählten Brutvogelarten auf die Veränderungen in der Landnutzung der „Glender Wiesen“	210
3.3.1 Bekassine	210
3.3.2 Kiebitz	210
3.3.3 Schafstelze	210
3.3.4 Braunkehlchen	211
3.3.5 Blaukehlchen	211
4. Diskussion	211
5. Bedeutung der „Glender Wiesen“ für den Naturschutz	213
6. Gefährdung des Gebietes und mögliche Schutzmaßnahmen	214
7. Zusammenfassung/Summary	214
8. Literaturverzeichnis	215

1. Einleitung

Eine der am stärksten gefährdeten ökologischen Gruppen einheimischer Brutvogelarten stellt die Gruppe der Wiesenbrüter dar (BAUER & THIELCKE, 1982; BEZZEL, 1982; BayStMLU, 1986). Ein Vergleich avifaunistischer Untersuchungen aus dem Landkreis Coburg (nord-westl. Oberfranken), die teilweise bis ins letzte Jahrhundert zurückreichen, macht deutlich, wie gravierend der Rückgang wiesenbrütender Vogelarten und Arten anderer Feuchtgebiete gerade auch im oberfränkischen Raum in den vergangenen etwa 100 Jahren gewesen ist (BALDAMUS, 1888; BRÜCKNER, 1926; BOETTICHER, 1934; BOETTICHER, 1952; AUMANN & TROMMER, 1959; BARNICKEL et al., 1976-1979; FROBEL, 1985). So sind in diesem Zeitraum 65% der auf Feuchtgebiete (ohne Gewässer oder feuchte Wälder) angewiesenen Brutvogelarten des Landkreises Coburg ausgestorben (FROBEL & BECK, 1982). Eine systematische Rasterkartierung der Vögel des Coburger Landes und angrenzender Bereiche des Oberen Maintals (1979-1984; 1005 km²) zeigte, daß nur noch in zwölf isolierten Teilflächen der einstmals durchgehend von Wiesenbrütern besiedelten Flußauen der Flüsse Main, Itz, Rodach, Steinach und Sulz nennenswerte Bestände dieser Vogelarten vorhanden sind (FROBEL, 1985). Von diesen Gebieten wurden bis heute bereits wieder eines voll-

ständig zerstört, neun weitere so beeinträchtigt, daß auch dort die Bestandszahlen der Wiesenbrüter teilweise stark zurückgingen.

Hauptverursacher ist auch im Coburger Land die moderne Landwirtschaft, die durch Grünlandumbruch, Entwässerung von Feuchtbereichen, verstärkte Düngung, Erhöhung der Zahl der Schmitte und Nivellierung feuchter Mulden in allen Flußtälern des Landkreises in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten die Lebensgrundlagen der Wiesenbrüter flächenhaft ganz erheblich schmälerte. Maßnahmen des Straßen- und Wasserbaus, sowie die allgemeine Zunahme von menschlichen Störungen in der freien Landschaft, haben diese Situation zusätzlich verschärft. Für das Coburger Land ist eine detaillierte Aufschlüsselung der geplanten und bereits durchgeführten Veränderungen, die zu Lasten der Wiesenbrüter gehen, vorhanden (BECK & FROBEL, 1982; FROBEL, 1985; STUBERT, 1985). Auf ganz Oberfranken bezogen ergibt sich ein noch schlechteres Bild. 1983/1984 gab es hier nur noch 380 ha seggen- und binsenreiche Feuchtwiesen (ca. 0,1 % der Landwirtschaftsfläche). Die Verluste an feuchtem bis nassem Grünland betragen 97 % (bezogen auf den ehemaligen oberfränkischen Gesamtbestand; REICHEL, im Druck). Sie liegen damit noch deutlich über den gesamtbayerischen Verlusten, die für Flachmoore und Streuwie-

sen mit 90 % in den letzten 200 Jahren angegeben wurden (BayStMLU, 1983).

Der Bestand der Brutvogelarten des wichtigsten Wiesenbrütergebietes im Coburger Raum, den noch auf dem Stadtgebiet von Coburg gelegenen „Glender Wiesen“ (ca. 100 ha), wird seit 1979 alljährlich detailliert von mir erfasst. Unter Berücksichtigung der Daten der letzten Avifauna des Coburger Landes (BARNICKEL et. al., 1976-1979) und Aussagen älterer Ornithologen, die in den 60er Jahren im Gebiet beobachteten, kann man die Entwicklung der Brutbestände der selteneren Arten noch bis 1965 zurückverfolgen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Entwicklung des Bestandes der Brutvogelarten der Roten Liste in den „Glender Wiesen“ zwischen 1965 und 1989 zu dokumentieren und in Beziehung zu den seit damals erfolgten Veränderungen in der Landbewirtschaftung zu setzen. Auch soll dabei auf die Bedeutung dieser Wiesenflächen für ganz Oberfranken hingewiesen und Vorschläge zu ihrer langfristigen Sicherung als Wiesenbrüterlebensraum unterbreitet werden.

2. Material und Methode

2.1 Durchführung der Bestandsaufnahme

Die Bestandsaufnahme erfolgte seit 1979 bis Juni 1989 in Form systematischen Kontrollgängen zu verschiedenen Tageszeiten. Dabei wurde während der Brutzeit (Ende März bis Anfang Juli) ein mindestens vierzehntägiger, oft einwöchiger Begehungsrythmus eingehalten. In der übrigen Zeit des Jahres erfolgte mindestens eine Kontrolle pro Monat. Die Begehung während der Brutzeit erfolgte zu den Tageszeiten der höchsten Balzaktivität (morgens bis neun Uhr oder abends ab 18 Uhr). Die Dauer einer Begehung lag meist zwischen eineinhalb und zwei Stunden. Mit dem Fernglas (8x56) und dem Spektiv (15-60x) wurde die Individuenzahl der beobachteten Arten so genau wie möglich ausgezählt. Das entscheidende Kriterium, das zur Ermittlung der Brutpaare herangezogen wurde, war „Balzverhalten außerhalb der Hauptdurchzugszeit“. Dazu zählte ich Balzflüge, Revierverteidungsverhalten, Reviergesang und Bodenbalz um ein Weibchen. Auf diese Wiese war es in dem übersichtlichen Gelände möglich die vorhandene Anzahl an potentiellen Brutpaaren genau zu ermitteln. Auf eine gezielte Nestersuche wurde verzichtet, da die damit verbundenen Störungen in keinem Verhältnis zur gesteigerten Erfassungsgenauigkeit gestanden hätten (eine quantitative Nestersuche und Bruterfolgskontrolle wäre in diesem ca. 100 ha großen Gebiet ohnehin nur mit einem erheblich größeren Zeitaufwand durchführbar gewesen.) Zufällige Nestfunde, fütternde und führende Altvögel wurden bei den Bestandsaufnahmen mitberücksichtigt. Die Zahl der Kiebitzbrutpaare wurde mit der Methode von KRAUSS, 1966 (Division der ermittelten Gesamtzahl durch zwei) bei jeder Begehung von April bis Ende Mai geschätzt. Unter Hinzunahme des beim Kiebitz ausgeprägten Verteidungsverhalten im Nestbereich, sowie von Nestfunden konnte dann die genaue Anzahl ermittelt werden. Kiebitz und Bekassinentrupps, wie sie während der Zugzeit im Monat April häufig noch zu sehen waren, blieben für die Brutbestandserfassung unberücksichtigt, da es sich dabei i. d. R. um Durchzügler handelte. Mit der systematischen

Brutbestandsaufnahme der Bekassine wurde deswegen auch erst ab etwa 15. April (1979-1989) begonnen. Bei den anderen Arten wurde entsprechend vorgegangen.

Um auch Aussagen über die Zeit vor 1979 machen zu können wurden die Daten der letzten Avifauna der Vögel des Coburger Landes (BARNICKEL et. al., 1976-1979) mitverwertet. Diese beziehen sich aber nur auf einen Teil des Gebietes. Eine Befragung der Ornithologen (BARNICKEL, W., KORTNER & G. TROMMER, 1988; mündlich), die damals das Gebiet mitbearbeitet hatten, erwies sich als sehr nützlich, so daß zumindest gesicherte Bestandsschätzungen von 1965 an gemacht werden können.

2.2 Untersuchungsgebiet

Das Gebiet der „Glender Wiesen“ liegt noch im Stadtgebiet der Stadt Coburg an ihrem nordwestlichen Rand. Der detailliert untersuchte, ornithologisch besonders wertvolle Teil liegt zwischen den Ortsteilen Neuses, Glend und dem Sulzbach. Er umfasst ca. 100 ha. Im südlichen Drittel wird das Gebiet heute von einem asphaltierten Weg durchschnitten. Nennenswerte Grünlandbestände mit eingestreuten Schilfbeständen (noch ca. 40 ha) finden sich heute nur noch zwischen diesem Weg und dem Ortsteil Glend. Die neu entstandenen Ackerflächen befinden sich fast alle im Überschwemmungsgebiet des Sulzbaches, zeigen teilweise schon sichtbare Erosionsschäden und sind stellenweise stark vernäßt. Um die Entwicklungen des Gebietes zu dokumentieren, wurden alte Landkarten (MTB 5731) zum Vergleich mit dem heutigen Zustand herangezogen. Nützliche Hinweise gaben auch die bereits oben genannten Ornithologen, die mir sogar ein altes Dokumentarfoto aus dem Kernbereich des Gebietes von der Mitte der 60er Jahre zeigen konnten. Dadurch konnten die Veränderungen in den „Glender Wiesen“ recht genau seit 1960 dokumentiert werden. Die seit 1979 noch erfolgten Veränderungen wurden von mir selbst festgehalten.

3. Ergebnisse

3.1 Der Brutvogelbestand

Tabelle 1 zeigt die seit 1979 im Untersuchungsgebiet ohne den Gehölzsaum entlang des Sulzbaches und der Hecken- und Baumbestände am Rande des Gebietes festgestellten Brutvogelarten der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN et al., 1986) und Bayerns (BayStMLU, 1986).

Zur Bestandsentwicklung der Bekassine (*Gallinago gallinago*), des Kiebitz (*Vanellus vanellus*), der Schafstelze (*Motacilla flava*), des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) und des Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyanecula*) seit 1965 siehe Abb. 1-3 auf S. 211, 212, 213. Bei den anderen Arten sind die durchschnittliche Zahl der Brutpaare von 1979-1989 in Tab. 1 angegeben.

Die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Rote Liste der Bundesrepublik 4, Bayerns 1 a, machte 1988 einen ersten, erfolglosen Brutversuch in einem größeren Schilfbestand, nachdem sich diese Art schon 1983 und 1987 bis Ende Mai im Gebiet aufhielt. Auch ein zweiter Brutversuch 1989 wurde nach einem Monat Brutdauer erfolglos abgebrochen.

Tabelle 1**Die Brutvogelarten der Roten Liste im Untersuchungsgebiet**

Art	durchschnittl. Anzahl der Brutpaare (1979-1989)	Rote Liste D	Bayern
Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>)	4	2	2 b
Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>)	2	2	2 a
Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	1	1	2 a
Kiebitz (<i>Vanelus vanellus</i>)	s. Abb. 2	3	-
Bekassine (<i>Gallinago gallinago</i>)	s. Abb. 1	2	1 b
Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	s. Abb. 2	3	-
Braunkehlchen (<i>Saxicola rebetra</i>)	s. Abb. 3	2	2 a
Blaukehlchen (<i>Luscinia svecica</i>)	s. Abb. 3	1	1 a
Graumammer (<i>Miliaria calandra</i>)	1	2	-

Tabelle 2 zeigt die übrigen Brutvogelarten des Untersuchungsgebietes ohne den Gehölzsaum des Sulzbaches sowie der Hecken- und Baumbestände am Rand des Gebietes.

Tabelle 2**Die anderen Brutvogelarten des Untersuchungsgebietes**

Art	durchschnittliche Anzahl der Brutpaare (1979-1989)
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)	1 (erst seit 1986)
Fasan (<i>Phasianus colchicus</i>)	6
Feldlerche (<i>Allauda arvensis</i>)	25
Feldschwirl (<i>Locustella naevia</i>)	1
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	20
Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	2
Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	13
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	5

Für folgende Arten der Roten Liste stellen die Glender Wiesen ein **potentielles Bruthabitat** dar:

Weißstorch (*Ciconia ciconia*), Rote Liste der Bundesrepublik 1 bzw. Rote Liste Bayerns 1a: Regelmäßiger Durchzügler auf dem Herbst- und Frühjahrszug. Trupps bis zu zehn Tieren wurden festgestellt. Im Frühjahr 1989 hielten sich zwei Paare ca. drei Wochen im Gebiet auf. Ein Einzelexemplar übersommerte 1989 im Gebiet. Derartige Beobachtungen wurden auch schon vor 1979 gemacht. Mit gar nicht so aufwendigen Hilfsmaßnahmen dürfte hier der Weißstorch angesiedelt werden können.

Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Rote Liste 2 bzw. 2a:

Regelmäßiger Durchzügler v.a. auf dem Frühjahrszug. Trupps bis zu zwölf Tieren. Im April 1988 hielt sich ein Paar ca. 14 Tage im Gebiet auf und zeigte intensives Balzverhalten (Revierflug). Evtl. vor 1960 Brutvogel.

Rotschenkel (*Tringa totanus*), Rote Liste 2 bzw. 1a:

Ehemaliger Brutvogel der „Glender Wiesen“ etwa bis 1965! Heute regelmäßiger Durchzügler. Sowohl im April 1988 als auch im Mai 1989 hielten sich zwei Exemplare eine Woche im Gebiet auf und zeigten Balzverhalten.

Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Rote Liste 3 bzw. 2a:

Regelmäßiger Durchzügler in großer Zahl (jährlich ziehen hier von Februar bis Mai insgesamt über 1000 Tiere durch. Der Herbstzug vom September bis Dezember ist nur wenig schwächer ausgeprägt). 1985 und 1989 verweilten jeweils ein bis zwei Paare bis Ende Mai, 1987 sogar bis Anfang Juni im Gebiet und zeigten ihren charakteristischen Balzflug.

3.2 Die Veränderung in der Landnutzung der „Glender Wiesen“ seit 1960

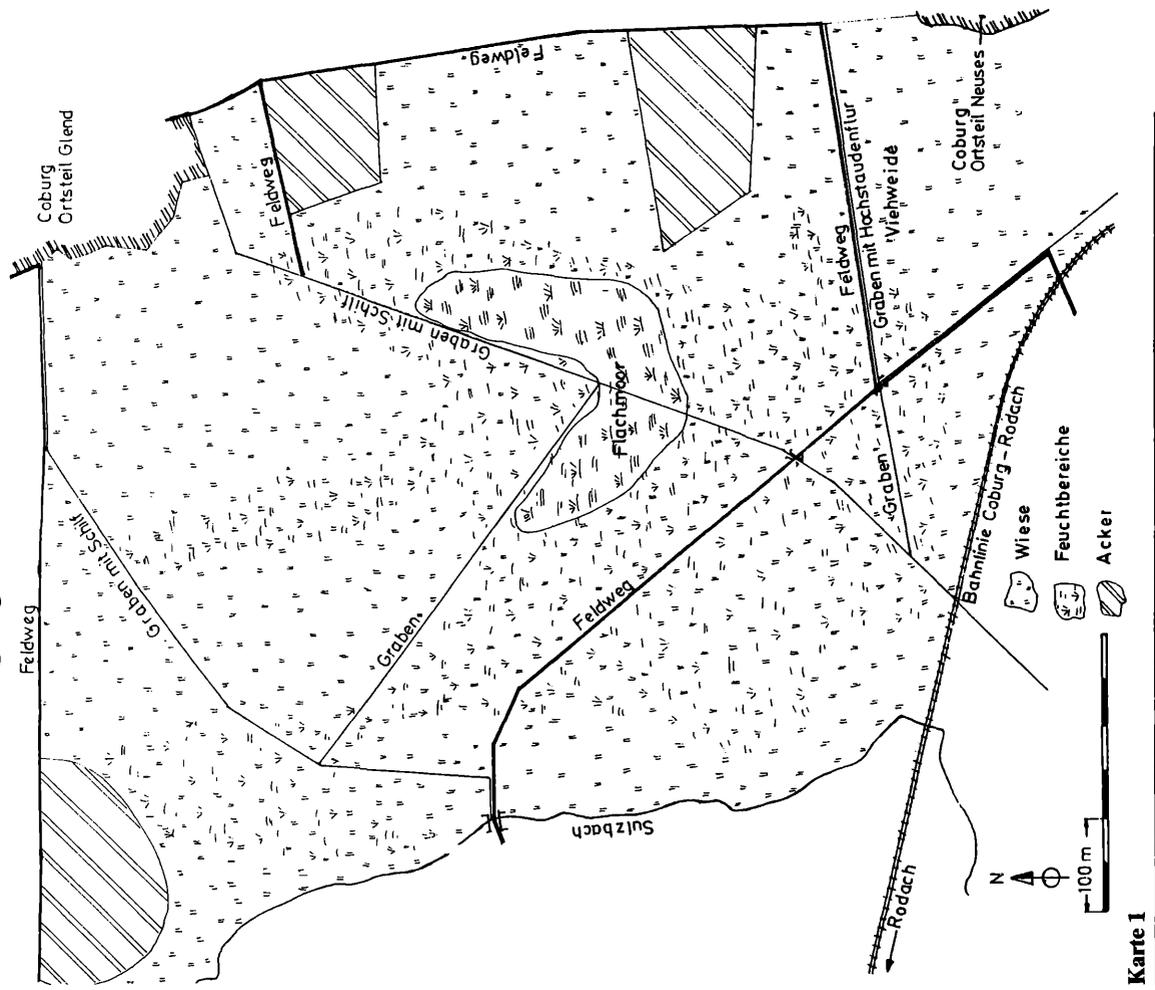
3.2.1 Das Gebiet zwischen 1960 und 1965

Karte 1 zeigt den Gebietszustand um 1960. Fast das gesamte Gebiet wurde als Grünland genutzt. Lediglich auf den höchsten Erhebungen befanden sich kleinere Ackerflächen. Die Nutzung der Wiesen war deutlich extensiver als heute. So hatten die kleinen, angelegten Entwässerungsgräben (nicht in den Karten eingezeichnet) nur eine sehr geringe Drainagewirkung. Die Mahd der Wiesen dauerte mit den damaligen Maschinen erheblich länger und wurde teilweise noch mit Hand gemacht. Zwei Schnitte pro Jahr waren die Regel. Der südlichste Teil wurde als Viehweide genutzt. Die Düngung erfolgte damals noch ausschließlich mit hofeigenem Wirtschaftsdünger (Jauche) und war erheblich geringer als heute. Etwa 50 % der gesamten Grünlandfläche konnte als „seggenreicher Feuchtbereich mit Naßstellen“ bezeichnet werden. Carex-Bestände waren großflächig ausgebildet. Die Trollblume (*Trollius erupaeus*) bildete große Bestände aus und färbte das Wiesenbild während ihrer Blütezeit gelb. Das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) war in den Wiesen weit verbreitet. Auch ein kleines Flachmoor mit Schmalblättrigem Wollgras (*Eriophorum angusifolium*) befand sich im Wiesengebiet. Diese Fläche dürfte als Streuwiese genutzt worden sein. Bis 1965 änderte sich an diesem Zustand der „Glender Wiesen“ (s. Karte 1) nur wenig.

3.2.2 Das Gebiet zwischen 1965 und 1975

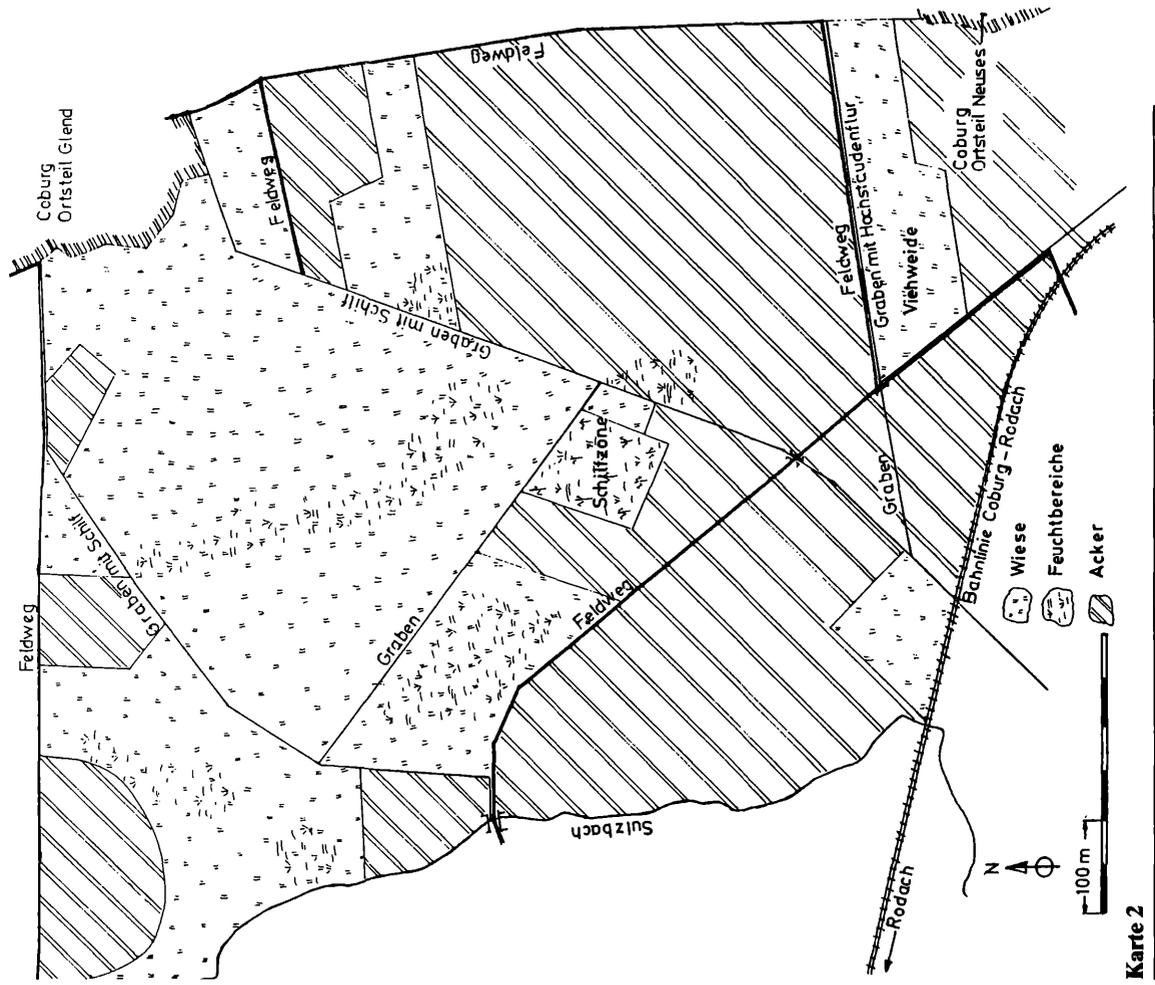
Karte 2 zeigt den Gebietszustand um 1975. Etwa die Hälfte der ehemaligen Wiesenfläche wurde zum Acker umgebrochen und mit effektiven Drainagen

Untersuchungsgebiet 1960

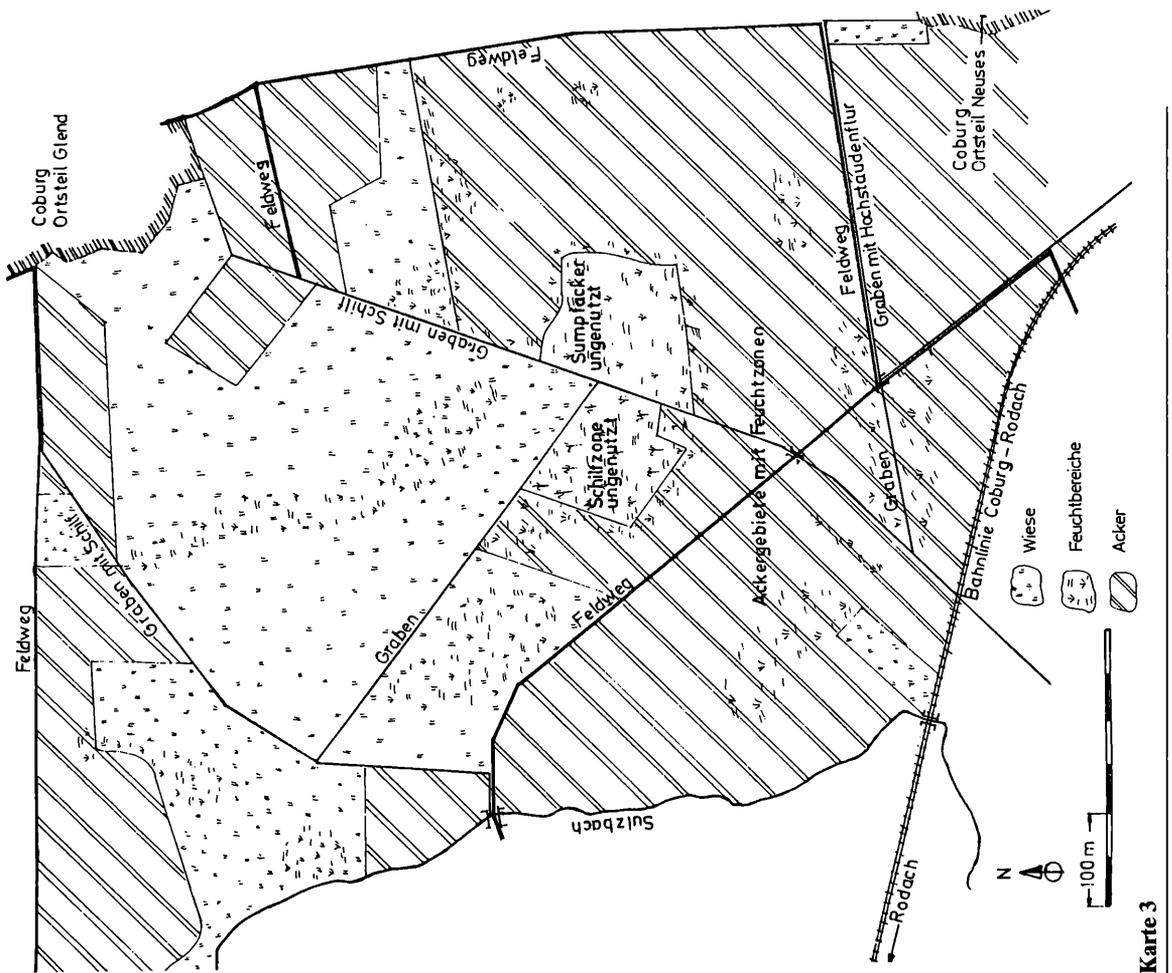


Karte 1

Untersuchungsgebiet 1975



Karte 2



Karte 3

versehen. Dies betraf vor allem die an den Sulzbach angrenzenden Flächen, sowie große Teile des Wiesenbereiches entlang des Feldweges Neuses-Glend. Die Drainagemaßnahmen waren so effektiv, daß selbst die feuchten Bereiche der Wiesen ackerfähig gemacht wurden. Lediglich ein größerer Teil der ehemaligen Flachmoorzonen konnte nicht ackerfähig gemacht werden. So fiel der westlich des von Glend kommenden Grabens gelegene Teil brach und entwickelte sich zu einer ca. 1.5 ha großen Röhrichtzone, in der das Schilf (*Phragmites communis*), das bis dahin nur die Wiesengräben in breiten Streifen säumte, zur dominanten Vegetationseinheit wurde. Der östlich des Grabens gelegene Teil des ehemaligen Flachmoores wurde anfangs trotz der Nässe beackert und gedüngt, obwohl die erzielten Ernten minimal waren und in nassen Jahren völlig ausfielen. Auch die Oberflächendrainagen im verbliebenen Wiesengebiet wurden durch Vertiefung der Gräben effektiver gemacht, was zu einer weiteren Verringerung der Feuchtsflächen führte. Besonders einschneidend wirkte sich die verstärkte Düngung der Wiesen mit zugekauftem Mineraldünger aus. Dazu kam die vollständige Mechanisierung der Wiesenmäh und die Erhöhung der Schnitzzahl auf drei Schnitte pro Jahr. Die trockeneren Flächen, die direkt an Glend angrenzen, werden sogar vier- bis fünfmal jährlich gemäht (zur Silage). Dadurch schrumpften die Trollblumenbestände auf kleine Reste zusammen, das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) verschwand fast gänzlich. Ein großer Teil der Sauergrasbestände wurde von Süßgräsern verdrängt.

3.2.3 Das Gebiet zwischen 1975 und 1989

Karte 3 zeigt den Gebietszustand im Frühjahr 1989. Seit 1975 wurden weitere kleinere Wiesenflächen umgebrochen. Der Anteil an sumpfigen Stellen – insbesondere in den Ackerflächen – nahm hingegen deutlich zu. Vor allem der Bereich um das ehemalige Flachmoor mußte großflächig aus der Nutzung genommen werden da die Effektivität der Drainagesysteme erheblich nachließ. Zwei Drainageversuche der östlich des Grabens gelegenen ehemaligen Flachmoorzonen 1981 und 1985 hatten keine dauerhafte Wirkung, so daß hier 1987 ein 2.5 ha großer, als Ackerland unbewirtschaftbarer Bereich unter Naturschutz gestellt wurde. Mittlerweile hat die Vernässung noch weitere Ackerflächen erfaßt, die aber noch bewirtschaftet werden. An den feuchten Stellen bilden sich hier im Frühjahr Schlamm- und Flachwasserzonen aus. Der mittlerweile 1.8 ha große Schilfbestand wurde Anfang der 80er Jahre von der Stadt Coburg unter Naturschutz gestellt. Die Bewirtschaftungsintensität des verbliebenen Grünlandes änderte sich bis 1986 kaum. So starb das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) 1980 aus. Die Trollblume (*Trollius europaeus*) kommt nur noch am Grabenrand nördlich der Schilfzone an einer Stelle vor. Die noch 1975 vorhandenen sumpfigeren Bereiche im süd-westlichen Teil und im zentralen Bereich der Wiesenfläche blieben erhalten. Hier sind noch heute Groß- und Kleinseggenbestände in die Wiesenzone eingestreut. Seit 1987 wurden ca. 15-20 % des Grünlandes in das Wiesenbrüterprogramm aufgenommen. Demgemäß findet die erste Mahd hier nicht vor



Kernbereich der „Glender Wiesen“. Blickrichtung Süd-West.
 Vordergrund: Intensiv bewirtschaftetes Grünland.
 Bildmitte: Feuchte Wiesenbereiche, z.T. im Wiesenbrüterprogramm.
 Hinterer Rand des Wiesengebietes: Schilfzone.

dem 20.6. statt. Eine ca. 5 ha große, teilweise nasse Wiesenfläche im Zentrum des Wiesengebietes wird seit 1988 auch nicht mehr gedüngt (Wiesenbrüterprogramm Stufe 2). Dieser Bereich war bereits im Frühjahr 1989 geprägt von der Blütenfarbe der Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) und des Wiesenschaumkrautes (*Cardamine pratensis*). Die Kleinseggenbestände sind hier deutlich dichter und großflächiger geworden. Diese Pflanzen kommen auch auf den anderen Wiesenflächen vor, aber in viel geringerer Dichte.

Das Foto zeigt den Kernbereich der „Glender Wiesen“ im August 1988.

3.3 Reaktionen der Brutbestände von fünf ausgewählten Brutvogelarten auf die Veränderungen in der Landnutzung der „Glender Wiesen“

3.3.1 Bekassine (*Gallinago gallinago*)

Von einem Bestand von ca. 20 Brutpaaren um 1965 kann ausgegangen werden (s. Abb. 1). Parallel zur Intensivierung der Landwirtschaft und dem großflächigen Grünlandumbruch fiel der Bestand auf vier bis fünf Paare 1975 ab. Durch das Brachfallen von Teilen der ehemaligen Flachmoorzzone erfolgte bis 1980/81 eine Zunahme auf sechs bis sieben Brutpaare. Ein Drainageversuch der versumpften Feldfläche im Bereich der ehemaligen Flachmoorzzone im Herbst 1981, der sich bis in die Brutzeit 1982 hinein zog, führte v.a. wegen der damit verbundenen Störungen (Baggerarbeiten), zu einem Rückgang des Gesamtbestandes auf vier Brutpaare. Bis 1987 stieg der Bestand aber wieder auf sechs bis sieben Brutpaare an, da sich auch ein zweiter Drainageversuch des Sumpffeldes im Herbst 1985 als weitgehend ineffektiv erwies. Da seit 1987 großflächig weitere Ackerflächen versumpften – insbesondere um die ehemalige Flachmoorzzone – und der östlich des Grabens gelegene, erheblich vergrößerte, sumpfige Ackerbereich unter Naturschutz ge-

stellt wurde, stieg der Bestand auf zehn Brutpaare 1988 und elf 1989 an. Die in den Äckern neu entstandenen periodischen Flachwasserzonen werden von der Bekassine zur Nahrungssuche genutzt. Die Veränderungen des Bekassinenbestandes im Untersuchungsgebiet sind unmittelbar auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Jedes neu entstandene, potentielle Habitat war im darauffolgenden Jahr auch besetzt.

3.3.2 Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Auch der Kiebitzbestand fiel von 1965 (ca. 30 Brutpaare) bis 1981 (vier Brutpaare) kontinuierlich ab (s. Abb. 2). Dies ist v. a. auf die Entwässerungsmaßnahmen zurückzuführen. Der Kiebitz brütet hier im Gebiet in einer losen Kolonie. Die Nester liegen manchmal nur 20 m entfernt voneinander. Der Anteil der auf Ackerland brütenden Kiebitze liegt bei etwa 80 % (in manchen Jahren bei 100 %). Die Nahrungssuche erfolgt jedoch überwiegend in den Feuchtzonen der Wiesen und auf den Sumpfflächen der Äcker. Mit der Zunahme dieser sumpfigen und von der Landwirtschaft während der Brutzeit kaum gestörten Flächen seit 1987, stieg der Bestand wieder auf elf Brutpaare an.

3.3.3 Schafstelze (*Motacilla flava*)

Die Entwicklung des Schafstelzenbestandes seit 1979 verläuft sehr ähnlich wie die Kurve des Kiebitzbestandes (s. Abb. 2). Aus der Zeit von vor 1979 waren keine Bestandszahlen zu erhalten, doch dürfte der Bestand – nicht zuletzt auch wegen der Weidenutzung von Teilflächen – erheblich über dem von Mitte der 80er Jahre gelegen haben. Auch für die Schafstelze wirkten sich die neu entstandenen, rel. großflächigen Sumpffzonen im Ackerbereich positiv aus. Sie werden als Nahrungshabitat, die seit 1987 unter Naturschutz stehende Fläche als Bruthabitat, genutzt.

Bekassine

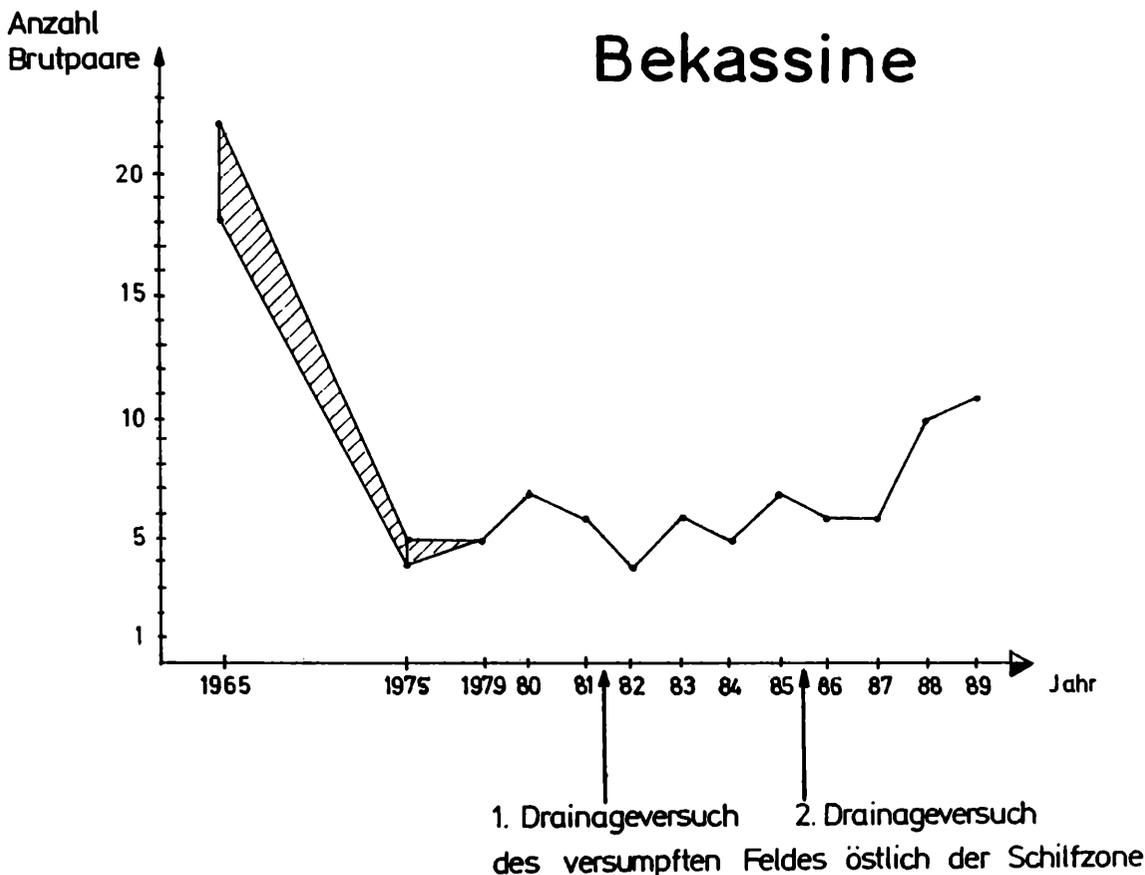


Abbildung 1

Brutbestandsentwicklung der Bekassine (*Gallinago gallinago*) im Untersuchungsgebiet.

Schraffierter Bereich: Schwankungsbreite der Schätzungen des Brutbestandes von 1965-1978.

Ausgezogene Linie: Genau ermittelte Zahl der Brutpaare 1979-1989.

3.3.4 Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*)

Der Bestand des Braunkehlchens ist in hohem Maße abhängig vom Vorhandensein ungenutzter Schilfstreifen und Hochstaudenfluren entlang der Gräben. Mit der Zerstörung solcher Uferstreifen ging der Bestand von zehn bis zwölf Brutpaaren 1965 auf fünf bis sechs 1975 zurück (s. Abb. 3). Da 1975 die Schilfzone im westlichen Teil des ehemaligen Flachmoores bereits vorhanden war, stabilisierte sich der Bestand auf diesem Niveau. Die Beseitigung von Schilfstreifen bei Grabenräumungen im Herbst 1981 und 1987 bewirkte eine vorübergehende Zerstörung von im Vorjahr besetzten Bruthabitaten. Der Bestand scheint sich mit dem Aufwachsen eines neuen Schilfsaumes aber wieder auf den alten Stand einzupendeln.

3.3.5 Blaukehlchen (*Luscinia svecica cyanecula*)

Das Blaukehlchen war entlang der verschliffenen Gräben bereits in den 60er Jahren mit ein bis drei Brutpaaren vorhanden. In der Zeit zwischen 1975 und 1982 konnte es als Brutvogel hier nicht festgestellt werden (s. Abb. 3). Erst als sich etwa ab 1983 Schlammzonen und Sumpfbereiche in den Ackerflächen, die an die Schilfzone und die verschliffenen Gräben grenzen, ausbildeten, stellte es sich als Brutvogel wieder ein und erreichte 1989 mit fünf Brutpaaren seinen bisherigen Höhepunkt. Eine Grabenräumung im Herbst 1987 zerstörte vorübergehend einen Brutplatz. Die Zunahme des Blaukehlchenbestandes hängt eng mit der Ausbildung

von Flachwasserzonen und vegetationsfreien Schlammgebieten auf den Ackerflächen zusammen, die zur Nahrungsaufnahme intensiv genutzt werden.

4. Diskussion

Die Entwicklung der Landwirtschaft in den „Glender Wiesen“ zwischen 1965 und 1985 entsprach weitgehend der des übrigen Bundesgebietes. Die Intensivierung der Grünlandnutzung und der Umbruch von Wiesen zu Ackerland mit seinen Auswirkungen auf die Wiesenbrüter ist bundesweit gut dokumentiert (BAUER & THIELCKE, 1982). Speziell im Landkreis Coburg ging allein zwischen 1977 und 1983 14 % der Dauergrünlandfläche verloren (BayLfS, 1984). Selbst in regelmäßigen Überschwemmungsgebieten entstanden große Ackerflächen, obwohl diese langfristig der Degeneration durch Wassererosion preisgegeben sind (SCHREINER, 1980).

Trotz dieser für die Wiesenbrüter sehr negativen Entwicklung überlebten im Gebiet der „Glender Wiesen“ die meisten der noch Mitte der 60er Jahre hier vorkommenden Brutvogelarten (lediglich der Rotschenkel starb aus). Dies ist darauf zurückzuführen, daß trotz der Intensivierung größere Feuchtzonen innerhalb der Wiesenbereich erhalten blieben. Hier bilden sich auch heute noch in jedem Frühjahr flache Wasserlachen aus, die bis etwa Mitte Mai fortbestehen. Dieser Bereich mit seiner charakteristischen Flora kann noch als typischer Feuchtwiesenbereich bezeichnet werden (BLAB,

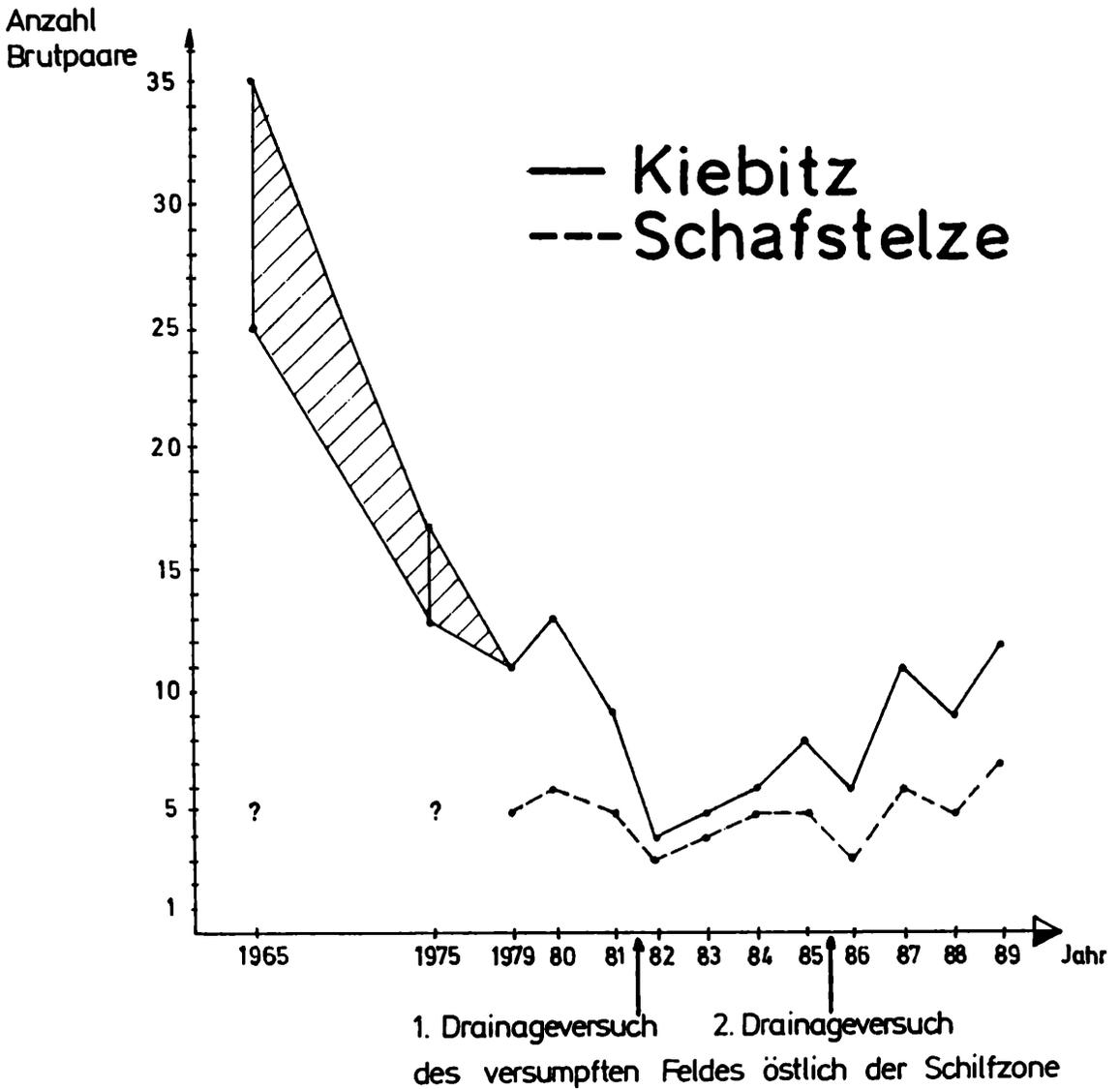


Abbildung 2

Brutbestandsentwicklung von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Schafstelze (*Motacilla flava*) im Untersuchungsgebiet.

(Symbole s. Abb. 1).

1986). Entgegen des allgemeinen Trends entstanden in den Ackerflächen seit 1983, verstärkt seit 1987, Sumpf- und Flachwasserbereiche, die zwar teilweise noch bewirtschaftet werden (Umbruch im Herbst), das Jahr über aber attraktive Nahrungsbiotope darstellen (v.a. im Frühjahr).

Darüberhinaus mußte die ehemalige Flachmoorzone auf Grund des hohen Grundwasserstandes ganz aus der Nutzung genommen werden, was sich sehr positiv auf die Bestände von Bekassine, Kiebitz, Schafstelze und Blaukehlchen auswirkte. Die vergeblichen Drainageversuche 1981 und 1985 wirkten zwar störend, warfen jedoch die Sukzession der Fläche wieder fast auf den Ausgangspunkt zurück. Überließe man die Fläche sich selbst, so würde sich hier ebenso wie in der seit 1975 unberührten Westhälfte des ehemaligen Flachmoores eine Röhrichtzone entwickeln.

Die Gründe für die großflächige Ausbildung von Sumpfbereichen im Ackerland sind v.a. mit der nachlassenden Wirkung der Drainagesysteme unter den schweren Tonböden zu erklären. Der Einsatz schwerer Maschinen, der den Boden besonders im Frühjahr bei hohem Feuchtstand verdichtet, die

Verschlämung bei Hochwasser, sowie die Wasserosion verstärken diesen Prozeß noch erheblich. Der Torfhorizont des ehemaligen Flachmoores hat sich während der versuchten Ackernutzung (Umbruch, starke Düngung, Grabenziehen) durch den damit verbundenen Humusabbau so stark gesetzt, daß heute die Bodenoberfläche in der Nähe des Grundwasserhorizontes liegt.

Für die Bekassine, deren Brutbestand als unmittelbare Reaktion auf die neu entstandenen Feuchtflächen bis 1989 wieder deutlich zunahm, wird entscheidend sein, wie diese Bereiche in Zukunft behandelt werden. Ein geschlossener Aufwuchs von Schilf, der erfolgen würde, wenn das Gebiet langfristig sich selbst überlassen bleibt, würde sich nachteilig auf den Bestand auswirken. Einerseits würden dadurch viele Flachwasserzonen durch Verwachsen mit hoher Vegetation nicht mehr zur Verfügung stehen, andererseits würde sich dadurch die Fläche des Bruthabitats verkleinern, da die Bekassine nicht innerhalb geschlossener Röhrichtkomplexe brütet (GLUTZ VON BLOTZENHEIM et al., 1975; FROBEL et al., 1982). In der bereits bestehenden Schilfzone brüten Bekassinen nur am

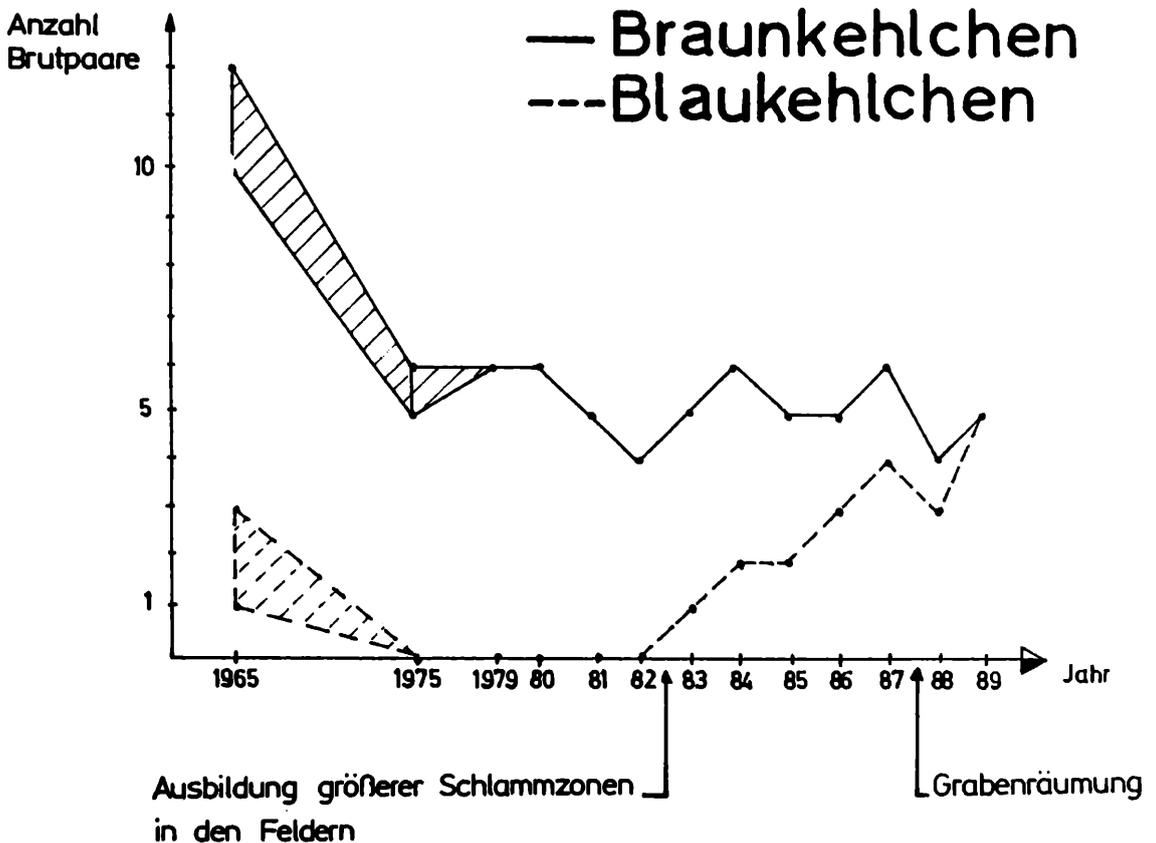


Abbildung 3

Brutbestandsentwicklung von Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und Blaukehlchen (*Luscinia svecica*) im Untersuchungsgebiet.

(Symbole s. Abb. 1).

Rand, fallen aber bei der Balz auch in den zentralen Bereich ein, wo sie auch Deckung suchen. Der Brut-erfolg der in den Wiesen brütenden Paare scheint seit 1987 wegen des Wiesenbrüterprogramms ange-stiegen zu sein, da seitdem bei gleicher Beobach-tungsintensität deutlich mehr führende Altvögel beobachtet werden konnten, konnte aber nicht sys-tematisch kontrolliert werden.

Der Kiebitz, der im Untersuchungsgebiet überwie-gend auf Ackerflächen brütet, profitiert auch in hohem Maße von den Flachwasserzonen und Sumpfbereichen der Felder. (Dies gilt ebenso für die Schafstelze). Auch weiter von solchen Flächen entfernt brütende Tiere stellen sich hier zur Nah-rungssuche ein, was auch bei der Bekassine be-obachtet wurde. Dies steht in Übereinstimmung mit Beobachtungen am Großen Brachvogel, der derartige, besonders attraktive Nahrungsbereiche extraterritorial nutzen kann (GREINER & WAG-NER, 1987). Obwohl sich der Kiebitz seit Mitte dieses Jahrhunderts teilweise auf das Brüten auf Feldern umstellte (GLUTZ VON BLOTZEN-HEIM et al., 1975), sind größere Grünlandflächen und sumpfige Bereiche für sein Vorkommen wichtig (NITSCHKE, 1987). Das Brüten des Kiebitzes in losen Kolonien (s. BEZZEL et al., 1970), gilt auch für den Brutbestand der „Glender Wiesen“.

Eine unmittelbare Abhängigkeit des Blaukehl-chenbestandes der „Glender Wiesen“ von der Ent-stehung wenig bewachsener, offener Schlammbe-reiche in Nachbarschaft zum Bruthabitat (Röh-richtbestände) ist klar ersichtlich. Dies entspricht auch den Ergebnissen der Lebensraumanalyse der Weißsternigen Blaukehlchens im Oberen Maintal von FRANZ & THEISS, 1987.

Der Braunkehlchenbestand ist dagegen vom Vor-handensein von Saumstrukturen abhängig. Vor al-lem Schilf- und Mädesüßbestände entlang der Grä-ben, sowie der Rand des Schilfbestandes sind für sein Vorkommen entscheidend. Eine genügende Zahl von Singwarten und ein gewisser Blütenrei-ctum der angrenzenden Wiesen, der für eine ausrei-chende Zahl von Beuteinsekten sorgt, sind dabei wichtig (BAUER & THIELCKE, 1982; RUGE & FRANZ, 1987).

Durch die Schaffung neuer Lebensräume kann in relativ kurzer Zeit auch bei seltenen Vogelarten eine positive Umkehr der Bestandsentwicklung er-reicht werden. Die Tatsache, daß jedes neu ent-standene potentielle Bekassinenhabitat in den „Glender Wiesen“ auch tatsächlich angenommen wurde, und die Zahl der Brutpaare sich von 1987 bis 1989 fast verdoppelte, macht deutlich, wie effek-tiv Schutzmaßnahmen für bedrohte Arten sein können. Auch RANFTL, 1988, konnte zeigen, daß selbst kleine, im Rahmen von Flurbereinigungs-verfahren ausgewiesene, extensiv bewirtschaftete Grünlandareale sehr schnell eine gewisse Bedeu-tung für den Artenschutz wiedererlangen können.

5. Bedeutung der „Glender Wiesen“ für den Naturschutz

Die „Glender Wiesen“ stellen das wichtigste Wie-senbrütergebiet im Coburger Land dar. Im gesam-ten Coburger Raum (ohne den Landesgrenzstreifen zur DDR) brüten noch etwa 30 Brutpaare der Be-kassine (FROBEL et al., 1982). Elf davon leben heute in den „Glender Wiesen“, acht weitere im unmittelbaren Anschluß darum herum. Der Rest

kommt vereinzelt in den übrigen Flußtäälern des Landkreises vor, die meisten davon im Tal des Flusses Rodach. Im Tal des Flusses Itz südlich der Stadt Coburg, einstmals das bedeutendste Wiesenbrütergebiet des Landkreises, leben nach dem Bau der B 4, den wasserwirtschaftlichen Maßnahmen an der Itz und den flächenhaften Veränderungen des Geländereiefs im Zuge dieses Ausbaus, noch höchstens vier Brutpaare (das betreffende Gebiet ist etwa dreimal so groß wie die „Glender Wiesen“). Ähnliches gilt auch für die anderen bedrohten, wiesenbrütenden Vogelarten (einen Überblick über die Situation der Wiesenbrüter im Coburger Land geben BECK & FROBEL, 1982; FROBEL, 1985; und STUBERT, 1985 in ihren Arbeiten). BRÜCKNER, 1926, bezeichnete die Bekassine noch als einen „geradezu häufigen Brutvogel“ und das Braunkehlchen als „nicht gerade selten“. Seine Erhebungen fanden Anfang dieses Jahrhunderts im Landkreis Coburg statt.

Die „Glender Wiesen“ sind oberfrankenweit das einzige größere Wiesenbrütergebiet mit positiven Bestandstrends auch bei den gefährdeten Arten. In Franken fielen die Bekassinenbestände zwischen 1970 und 1980 um über 26 % ab (RANFTL, 1981). Ein von der Oberen Naturschutzbehörde in Bayreuth angefertigtes Gutachten zur Schutzwürdigkeit der „Glender Wiesen“, besagt, „daß ein mit den „Glender Wiesen“ von der Qualität her vergleichbares Gebiet in Oberfranken derzeit nicht bekannt ist und diese damit auf jeden Fall als Seltenheit und als besonders wertvoll anzusehen sind“ (REICHL, 1988; unveröffentlicht). Auch als Durchzugs-, Rast- und Überwinterungsgebiet haben die „Glender Wiesen“ eine für Oberfranken herausragende Bedeutung. 43 auf der Roten Liste der Bundesrepublik oder Bayerns stehende Vogelarten konnten zusätzlich zu den Brutvogelarten, für die das Gebiet auch ein wichtiger Durchzugsraum ist, als Durchzügler und Überwinterer nachgewiesen werden, 20 davon regelmäßig (z. B. der Goldregenpfeifer, *Pluvialis apricaria*). Die Individuenzahl durchziehender Arten ist für oberfränkische Verhältnisse hoch (z.B. bis zu 500 Kiebitze an einem Tag).

6. Gefährdung des Gebietes und mögliche Schutzmaßnahmen

Die „Glender Wiesen“ sind zur Zeit durch die geplante Hochwasserfreilegung der Stadt Coburg, die auf Plänen basiert, die bis in die 70er Jahre zurückreichen, akut gefährdet. Man möchte in direktem Anschluß an das Gebiet südlich der Bahnlinie Coburg-Rodach einen Hochwasserspeicher errichten, der teilweise auch im Sommer mit Wasser gefüllt sein soll (Grundseebereich). Dies birgt die Gefahr in sich, daß der zu Hochwasserschutz zwecken geplante See gleichzeitig als Freizeitsee intensiv genutzt wird, was eine erhebliche Störung des sich nördlich an den Bahndamm anschließenden Teilbereiches des „Glender Wiesen“ mit sich bringen würde. Gerade in diesem Bereich (heute überwiegend Ackerland) sind aber Ausgleichsmaßnahmen für den See geplant. Geradezu verheerend für die Wiesenbrüter würde sich die geplante Verfüllung fast der gesamten großen, zusammenhängenden Wiesenflächen und der vernähten Felder südlich von Glend mit dem Aushubmaterial des Sees (80 cm-1.2 m hoch) auswirken. Die geplanten Ausgleichsmaßnahmen auf etwa 30 ha Fläche stünden in keinem Verhältnis zu den bei der Auffüllung zu erwartenden Schäden der dadurch vollständig öko-

logisch entwerteten „Glender Wiesen“ (FROBEL et al., 1982). Außerdem sind diese Ausgleichsmaßnahmen nur für die ebenfalls großen Schäden im 65 ha großen Grundseebereich südlich des Bahndammes Coburg-Rodach geplant worden.

Andererseits wurde im Sommer 1989 das Gebiet zur Kernzone eines 170 ha großen NSG's erklärt, dessen Hauptziel die Sicherung der Wiesenbrüterlebensräume ist. Laut Verordnung wird dadurch aber der Bau des Hochwasserrückhaltebeckens und dessen späterer Betrieb in Frage gestellt.

Für den Fortbestand dieses Wiesenbrütergebietes ist es essentiell, daß ein Konzept entwickelt wird, das die Belange des Naturschutzes mit dem Hochwasserschutz in Einklang bringt, was in diesem Fall grundsätzlich möglich sein dürfte.

Der Naturschutz müßte dann aber als einzige Folgenutzung (unter Ausschluß der Freizeitnutzung) für das gesamte Gebiet („Glender Wiesen“ + geplanter Grundsee) festgeschrieben, der Erdaushub des geplanten Grundsees an anderer Stelle in einem ökologisch wertlosen Ackergebiet aufgefüllt, und der Wasserspiegel des geplanten Grundsees nach jeder Hochwasserwelle am besten gänzlich abgelassen werden. Der „Seegrund“ könnte dann als einschürige Feuchtwiese mit Röhrriechbeständen den „Glender Wiesen“ angegliedert werden. Unter diesen Bedingungen böte sich sogar die Chance, den gegenwärtigen Zustand des Gebietes im Zuge der Hochwassersicherung der Stadt Coburg, z. B. durch Rückverwandlung von Ackerland in sehr extensiv genutzte Feuchtwiesen, ökologisch noch großflächig zu verbessern.

7. Zusammenfassung

Von 1979-1989 wurde in einem ca. 100 ha großen Gebiet am nord-westlichen Stadtrand von Coburg (Oberfranken), den „Glender Wiesen, die Bestandsentwicklung der hier vorkommenden, wiesenbrütenden Vogelarten dokumentiert. Mitberücksichtigt werden auch relativ genaue Schätzungen, die bis 1965 zurückreichen. Gleichzeitig wurde der Strukturwandel in der Landwirtschaft in diesem Gebiet seit 1960 dokumentiert. Dieser wurde zur Bestandsentwicklung der Bekassine (*Gallinago gallinago*), des Kiebitz (*Vanellus vanellus*), der Schafstelze (*Motacilla flava*), des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) und des Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyaneola*) in diesem Gebiet in Beziehung gesetzt. Es zeigte sich, daß während der Phase der Intensivierung der Landnutzung von 1965-1982 die Bestände dieser Arten um 50-100 % zurückgingen. Durch großflächiges Naßfallen von Ackerflächen seit 1983, die auf Teilen des ehemaligen Feuchtwiesengebietes seit etwa 1965 in größerem Umfang entstanden sind, erholte sich der Brutbestand dieser Arten bis 1989 deutlich. Die „Glender Wiesen“ stellen heute ein sehr bedeutendes Wiesenbrütergebiet in Oberfranken dar, sind aber durch einen geplanten Hochwasserspeicher akut bedroht. Es besteht hier aber grundsätzlich die Möglichkeit, den Hochwasserschutz mit den Belangen des Naturschutzes zu vereinbaren.

Summary

During the years of 1979-1989, the numbers of breeding birds were documented in an about 100 ha large area at the north-western border of the town of Coburg (Oberfranken), called the „Glender meadows“. Estimations could be made back to 1965. Since 1960 the structural changes of agricultu-

re of this region were documented, too. Then the numbers of breeding pairs of the Common snipe (*Gallinago gallinago*), of the Lapwing (*Vanellus vanellus*), of the Blue-headed Wagtail (*Motacilla flava*), of the Whinchat (*Saxicola rubetra*) and of the Bluethroat (*Luscinia svecica*) were compared with the agricultural changes in this area over these years. It was shown, that the decrease of the numbers of breeding pairs of these species amounted to 50-100 % during the intensive agriculture period 1965-1982. Since 1983 this trend was reversed, which was due to the fact, that some fields have been become damp again and were then given up by the farmers.

Today this area – the „Glender meadows“ – is a very important region for birds living in damp meadows in Oberfranken. Still it is acute endangered by a project to prevent high water of Coburg. Possibilities are shown how to combine high water prevention with nature protection in this region.

8. Literaturverzeichnis

AUMANN, G. & G. TROMMER (1959): Ornitholog. Beobachtungen im Coburger Land. – Jb. Cobg. Landesstiftung 5:45-108.

BALDAMUS, E. (1888): Verzeichnis der Vögel. I. Bericht über die Thätigkeit des Thier- und Pflanzenschutzvereins für das Herzogtum Coburg. 5. Beilage: 58-69.

BARNICKEL, W., P. BECK, D. FRANZ, K. FROBEL, W. KORTNER, W. LAUSMANN, U. LEICHT, N. THEISS & G. TROMMER (1976-1979): Die Vogelwelt des Coburger Landes (1-4). – Jb. Cobg. Landesstiftung 21: 169-218; 22: 281-340; 23: 165-230; 24: 155-220.

BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. – Vogelwarte 31: 183-391.

BayLfS (=Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung) (1984): Statistisches Jahrbuch 1984 für Bayern. München.

BayStMLU (=Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (1983): Feuchtgebiete, Heinz Neubert GmbH., Bayreuth.

—— (1986): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern, München.

BECK, P. & K. FROBEL (1982): Historische und aktuelle Tendenzen in der Entwicklung des Brutvogelartenbestandes im Landkreis Coburg. Beitrag zur Modellstudie „Zoologischer Artenschutz in Bayern“ des LFU.

BEZZEL, E., (1982): Vögel in der Kulturlandschaft, Ulmer, Stuttgart.

BEZZEL, E., W. KRAUSS & A. VIDAL (1970): Der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) als Brutvogel in Bayern. – Anz. orn. Ges. Bayern 9: 27-46.

BLAB, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Kilda, Bonn Bad Godesberg.

BOETTICHER, H. von (1934): Zur Sumpfvogelfauna des Coburger Gebietes. – Naturbeobachter 2 (7): 1-5 und 2 (8): 1-5.

—— (1952): Ornithologische Beobachtungen und Betrachtungen. – Mitt. Thür. Ornith. 3 (6): 13-15.

BRÜCKNER, A. (1926): Verzeichnis der im ehemaligen Herzogtum Coburg und seinen angrenzenden Gebieten beobachteten Vogelarten,

Coburger Heimatkunde und Heimatgeschichte T. 1, H. 3: 37-77.

DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (DDA) und der DEUTSCHEN SEKTION DES INTERNATIONALEN RATES FÜR VOGELSCHUTZ (DS/IRV), (1986):

Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland und Berlin (WEST) gefährdeten Vogelarten. – Ber.Dtsch.Sekt.Int.Rat Vogelschutz 26: 17-26.

FRANZ, D. & N. THEISS (1987): Lebensraumanalyse und Bestandsentwicklung des Weißsternigen Blaukehlchens *Luscinia svecica cyaneula* im Oberen Maintal von 1971-1986. – Anz. orn.-Ges. Bayern 26: 181-197.

FROBEL, K. & P. BECK (1982): Langfristige Änderungen des Vogelartenbestandes im Landkreis Coburg (Nordbayern). – Ökol.Vögel 4: 67-79.

FROBEL, K., F. REISSENWEBER & D. FRANZ (1982): Vogelporträt: Bekassine, Naturschutz Coburg '82: 60-65.

FROBEL, K. (1985): Eine Ornitho-ökologische Raumanalyse unter besonderer Berücksichtigung des Artenschutzes in Nordwest-Oberfranken; Diplomarbeit am Lehrstuhl Biogeographie, Prof. Müller-Hohenstein, Universität Bayreuth.

GLUTZ VON BLOTZENHEIM, U. N., K. BAUER & E. BEZZEL (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 6 u. 7. Frankfurt, Wiesbaden.

GREINER, G. & F. WAGNER (1987): Der Große Brachvogel – 4 Jahre Wiesenbrüterprogramm. – Vogelschutz 4: 29-35.

KRAUSS, W. (1966): Kiebitz in Franken. – Anz. orn. Ges. Bayern 7: 763-770.

NITSCHKE, G. & H. PLACHTER (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979-1983, München.

RANFTL, H. (1981): Zum Brutvorkommen der Bekassine (*Gallinago gallinago*) in Nordbayern. – Garm. vogelkdl. Ber. 9: 22-30.

—— (1988): Kleine Wiesenflächen und ihre Bedeutung für den Vogelschutz. Vogelschutz 1: 11-13.

REICHEL, D. (1988; unveröffentlicht): „Glender Wiesen“. Gutachten zur Schutzwürdigkeit als Naturschutzgebiet. Regierung von Oberfranken. (Brieflich).

—— (im Druck): Bestand und Verluste an Feuchtgebieten in Oberfranken. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz.

RUGE, K. & D. FRANZ (1987): Braunkehlchen. DBV - Merkblatt Nr. 87/1 1 – 020.

SCHREINER, J. (1980): Vogelbiotop Wiese. Bestandsaufnahmen indikatorisch bedeutsamer Art in Ostbayern. – Schriftreihe Naturschutz und Landschaftspflege. H. 12: 171-185.

STUBERT, I. (1985): Verbreitung von Wiesenbrütern und Gefährdung ihrer Lebensräume im Landkreis und Stadt Coburg. Facharbeit im Leistungskurs Biologie am Gymnasium Alexandrinum Coburg.

Anschrift des Verfassers:

Frank Reißerweber
Universität Bayreuth
Lehrstuhl für Tierökologie II
Postfach 10 12 51
D – 8580 Bayreuth

Erfolgreiche Umsiedlung einer Wochenstubenkolonie der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) – Zum aktuellen Status der Art in Bayern*

Klaus Richarz

Inhaltsverzeichnis:

	Seite
1. Einleitung	217
2. Bericht über die Umsiedlung	217
2.1 Ausgangssituation	217
2.2 Quartiere und Umgebung	217
2.3 Umsiedlung	219
2.3.1 Vorarbeiten	219
2.3.2 Verlauf	219
3. Diskussion	224
4. Bemerkungen zum aktuellen Status von <i>Rhinolophus hipposideros</i> in Bayern	226
5. Zusammenfassung	226
Summary	227
6. Literatur	227
7. Danksagung	228

1. Einleitung

Über den Zusammenbruch von mitteleuropäischen Populationen der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) berichteten u.a. FELDMANN (1967), GEBHARD (1984), ROER (1977, 1984), SCHOBER und WILHELM (1984), STUTZ und HAFFNER (1984 a), WOLOSZYN (1976). Für Bayern wird dieser Trend durch Beobachtungen von drastischen Bestandsrückgängen und dem völligen Erlöschen von Wochenstuben bestätigt (ANTONI 1980, ISSEL et al. 1977, KRAUS und GAUCKLER 1980).

Unsere Neuentdeckung einer Wochenstube von *Rhinolophus hipposideros* bedeutete den ersten Reproduktionsnachweis für diese Art in Bayern seit Jahren (vgl. RICHARZ 1984). Wegen Abriß des Quartiergebäudes planten wir eine Umsiedlung der Kolonie. Weil über ein derartiges Vorhaben bisher keine Erfahrungen vorliegen, wird die erfolgreiche Umsiedlung im folgenden detailliert beschrieben. Zusätzlich werden aktuelle Hinweise zum derzeitigen Status von *Rhinolophus hipposideros* in Bayern gegeben.

2. Bericht über die Umsiedlung

2.1 Ausgangssituation

Der Autor entdeckte die Wochenstubenkolonie von *Rhinolophus hipposideros* im Frühjahr 1983 auf dem Dachboden eines ehemaligen Hotels in der oberbayerischen Gemeinde Peißenberg (Abb. 3, 4). Das früher der Gemeinde gehörende Gebäude war allerdings bereits verkauft und sollte einem Neubau weichen. Die Gemeindeverwaltung zeigte großes Verständnis für unser Bemühen um den Erhalt der mit bis zu 15 Tieren individuenreichsten derzeit in Bayern bekannten Kolonie und bot uns spontan den Dachboden eines Gebäudes in der Nachbarschaft als Ersatzquartier an. Bei dem Bauwerk handelte es sich um das ehemalige Zehengegebäude eines stillgelegten Kohlebergwerkes, das gerade renoviert und als Bergbaumuseum ausgebaut wurde.

In Anbetracht der Standorttreue und Empfindlichkeit der Kleinen Hufeisennasen (vgl. ROER 1984, SCHOBER und WILHELM 1984 u.a.) sowie allgemeiner Erfahrungen, erschien auch nach Rücksprache mit mehreren Fachkollegen eine Umsiedlung praktisch aussichtslos. Trotzdem entschieden wir uns für den Versuch, als einzige Chance für die Rettung der Kolonie.

Nach unseren Verhandlungen mit der zuständigen Wohnbaugesellschaft wurde der Abrißtermin des Quartiergebäudes bis zum Ende der Umsiedlungsaktion verschoben. So konnte der Autor während der Saison 1983 Quartierkriterien und -verhalten der Kolonie untersuchen. Die Umsiedlungsaktion wurde dann im Frühjahr 1984 nach Aus- und Umbauarbeiten im Dachboden des Ersatzquartiers durchgeführt.

2.2 Quartiere und Umgebung

Das Gebäude mit dem Wochenstubenquartier (im folgenden als angestammtes Quartier bezeichnet)

* Aktualisierte Fassung eines Aufsatzes „Report of the successful transplantation of a nursery colony of the Lesser Horseshoe Bat (*Rhinolophus hipposideros*) and remarks about actual status of this species in Bavaria“ in EUROPEAN BAT RESEARCH 1987 (Proceedings of the 4th European Bat Research Symposium Prague 1987; V. Hanák, I. Horáček and J. Gaisler, eds. Charles University Press, Praha 1988). Dem Beitrag liegt ein Vortrag des Autors zugrunde, gehalten am 20.08.1987 auf dem 4th European Bat Research Symposium in Prag (18.-23.08.1987).

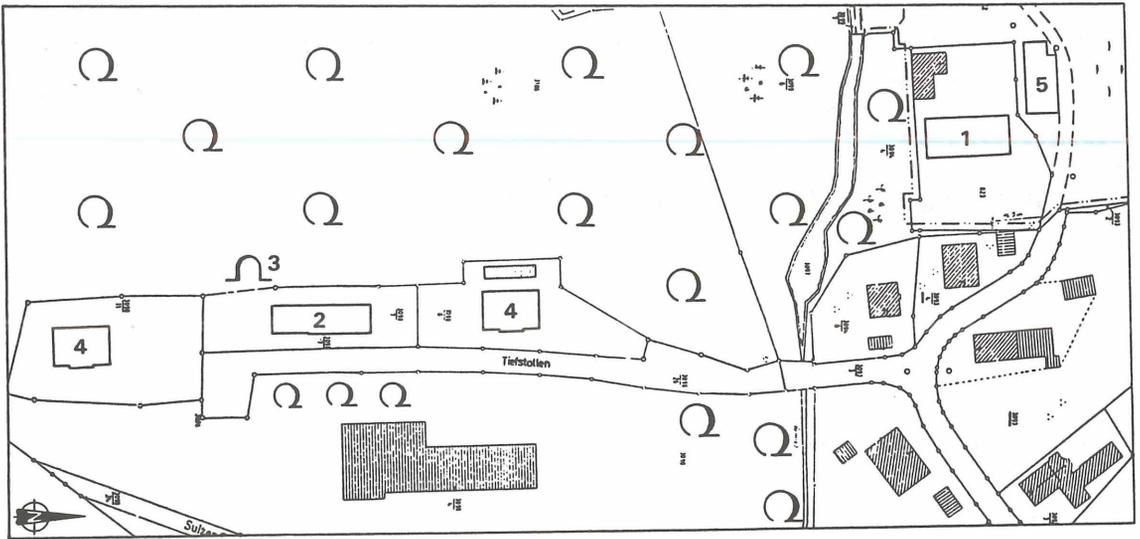


Abbildung 1

Kartenausschnitt von Peißenberg mit den Quartieren der Wochenstubenkolonie von *Rhinolophus hipposideros* und der Umgebung (1 = Hotel Sulz, „angestammtes Quartier“; 2 = Bergbaumuseum, „Ersatzquartier“; 3 = Tiefstollen, „Übergangsquartier“; 4 = Gebäude mit früheren „Ausweichquartieren“; 5 = Gastwirtschaft; Dachboden nicht von Fledermäusen genutzt).

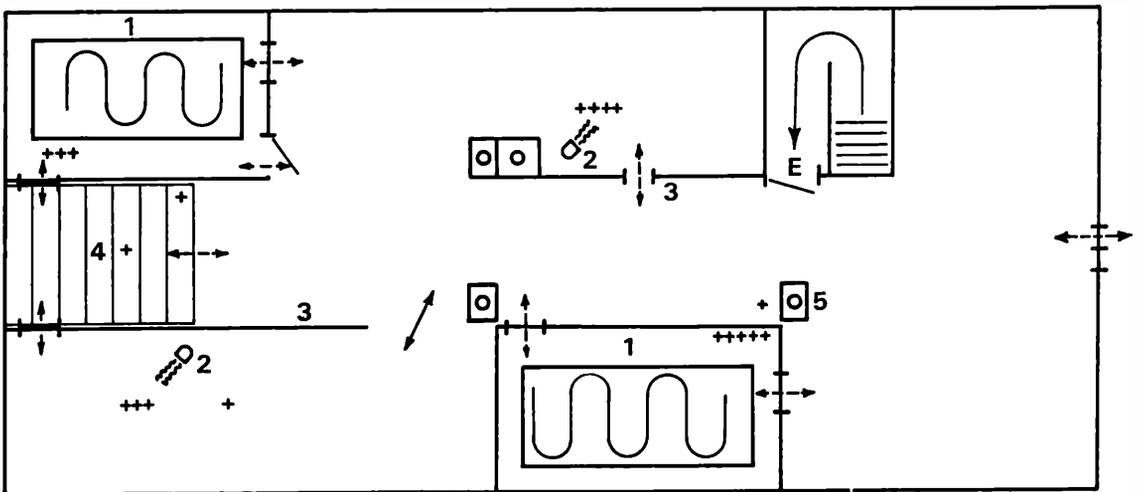


Abbildung 2

Aufsicht auf das „Ersatzquartier“ im Bergbaumuseum Peißenberg (E = Eingang; 1 = Wärmekammer mit Fußbodenheizung; 2 = Schwarzlichtstrahler; 3 = Holzverschläge; 4 = Laufboden; 5 = Kamin; \leftrightarrow = Durchflugmöglichkeiten (Fenster mit Infrarot-Lichtschranke); +...++++ = bevorzugte Hangplätze der Kleinen Hufeisennasen in aufsteigender Reihenfolge (nach Beobachtungen und Kotmengen auf dem Boden).

lag im Ortsteil Sulz der Gemeinde Peißenberg am Südostfuß des Hohen Peißenbergs ca. 586 m über NN. Es wurde 1870/80 zusammen mit einem nördlich anschließenden Gastwirtschaftsgebäude als Kurhotel für das ehemalige Bad Sulz errichtet. Weitere alte Gebäude in der Nachbarschaft gehören zum früheren Bergwerk. Südlich vom als Ersatzquartier vorgesehenen Bergbaumuseum (erbaut 1870) führt der frühere Tiefstollen in den Hohen Peißenberg (zur Baugeschichte vgl. BILLER 1984, BILLER und STIPPEL 1987). Die Bergflanken hinter den Gebäuden sind mit Laubmischwald bestockt, der am Hangfuß in dichtes Gestrüpp übergeht (vgl. Abb. 1).

Bezüglich Strukturierung und Mikroklima wiesen die Dachböden des angestammten Quartiers und des Ersatzquartiers große Unterschiede auf. Das Dach des Quartiergebäudes war mit Blech beschla-

gen und hatte einen Dachunterzug aus Holz. Durch zwei eingebaute Laufböden, eine Gaube und 8 Kamine war der Dachraum in einen ganzen „Raumkomplex“ aufgeteilt und so vielseitig durch die Hufeisennasen nutzbar (Abb. 5). In Abhängigkeit von Witterung und Außentemperatur konnten die Tiere unterschiedliche Hangplätze aufsuchen. Attraktiv waren die auch im Sommer genutzten Kamine – die Hausbewohner kochten überwiegend auf Kohleherden – deren abstrahlende Wärme an kalten Tagen für die Hufeisennasen wichtig schien (Hangplatzwahl).

Das Bergbaumuseum hat dagegen ein Ziegeldach mit hölzernem Dachunterzug. Auf dem leeren Dachraum fanden sich keine Spuren einer Nutzung durch Fledermäuse. Die unterschiedlichen Temperaturen in den beiden Dachböden ließen sich auf die unterschiedliche Bedeckung und Besonnung

der Gebäude zurückführen. Während infolge eines Geländeinschnittes hinter dem Quartiergebäude das Dach gantztätig besonnt werden konnte, lag das Dach des Bergbaumuseums halbtags im Schatten des Bergrückens (Temperaturdifferenz 1983 Ø 3°C, im Maximum 7°C, im Minimum 2,5°C; Abb. 6).

Auf zwei Nachbargebäuden, die damals für eine Umsiedlung nicht zur Verfügung standen, fanden sich Spuren einer Nutzung durch Hufeisennasen (wahrscheinlich genutzt als frühere Ausweichquartiere, 1 Skelettfund, Kotstellen; vgl. Abb. 1).

Das Vorhandensein großer Kotmengen sowie zahlreiche Skelettfunde (11 Adulte, 31 Juvenile) im angestammten Quartier wies auf ein traditionsreiches, ehemals größeres Vorkommen. Hierzu paßt auch die Beschreibung des Tiefstollens bei ISSEL et al. (1977) als Winterquartier von *Rhinolophus hipposideros* (WEINZIERL zählte dort am 27.04.1963 55 Tiere). Unsere Kontrollen zeigen, daß der Tiefstollen derzeit nicht als Winter- sondern als Übergangsquartier genutzt wird. Im Frühjahr finden sich an kalten Tagen teilweise gleichzeitig Tiere im Tiefstollen und im Sommerquartier (vgl. Tab. 1)

Neben der *Rhinolophus hipposideros*-Kolonie fanden wir auf dem Dachboden auch einzelne *Myotis myotis* wobei es sich um ein Männchenquartier mit Paarungsbesuchen durch Weibchen handelte (Abb. 7).

Quartierbesatz, Fluktuationen und Eingriffe bei der Umsiedlung können der Tab. 1 entnommen werden.

2.3 Umsiedlung

2.3.1 Vorarbeiten

Nach Wegzug der Tiere im Herbst 1983 in ein trotz intensiver Nachsuche bisher unentdeckt gebliebenes Winterquartier, wurden im Dachboden des Bergbaumuseums die von uns als entscheidend angesehenen Quartierqualitäten simuliert. Durch Einbau von alten, umbehandelten Hölzern und Teilen des Laufbodens aus dem angestammten Quartier entstand ein Raumkomplex mit 2 Kammern, sowie mehreren Nischen und Verschlägen. In die Kammern bauten wir getrennt schaltbare Fußbodenheizungen ein und installierten in die Nischen 2 zusätzliche Schwarzlichtstrahler als punktuelle Wärmequellen. Die Temperaturen in den Wärmekammern können auch bei kühler Witterung auf ca. 28°C gehalten werden. Der Ein- und Ausflug über ein Fenster (40 x 40 cm) kann durch eine Infrarot-Lichtschranke kontrolliert werden (vgl. Abb. 2; Abb. 8-10).

2.3.2 Verlauf

Nachdem im Mai 1984 bis zu 11 Tiere wieder in ihrem angestammten Quartier gezählt werden konnten, sollte die Umsiedlung stattfinden. Am Umsetzungstag (12.05.) herrschten extrem niedrige Temperaturen (um 10°C). Bis auf 5 *Rhinolophus hipposideros* und 1 altes *Myotis myotis*-Männchen, die sich alle in Tagesschlaflethargie befanden, (Abb. 12), waren die übrigen Tiere abgewandert. Eine weitere *Rhinolophus hipposideros* fand sich noch lethargisch im Tiefstollen.

Alle Tiere ließen sich von ihren Hangplätzen „abpflücken“ und wurden einzeln in Leinensäckchen im kühlen Teifstollen „zwischenlagert“ (Abb. 11). Zwischenzeitlich schalteten wir die Fußbodenheizungen ab und warteten, bis das Ersatzquartier

ausgekühlt war. Als die 6 *Rhinolophus hipposideros* (etwa 5) Stunden später in eine der abgeschalteten Wärmekammern im Ersatzquartier gehängt wurden, öffneten sie während der Manipulation lediglich kurz die Flügel, um sich sofort wieder einzuhüllen und in Lethargie zu verfallen (Abb. 13). Dagegen war das *Myotis myotis*-Männchen sofort aktiv und wechselte nach dem Einsetzen den Hangplatz.

Vorher von uns auf die Fußbodenheizungen gestreuter Hufeisennasenkot aus dem angestammten Quartier sollte dem Ersatzquartier einen zusätzlichen „Heimatgeruch“ verleihen. Der Ausflug blieb 2 Tage lang (bis zum 14.05.) verschlossen.

Am nächsten Tag (13.05.), beim Einschalten der Heizungen, konnten noch 2 *Rhinolophus hipposideros* in Lethargie an anderer Stelle hängend gefunden werden. Die übrigen 4 Tiere und das *Myotis myotis*-Männchen mußten in der ersten Nacht durch einen schmalen Spalt im Kamin entwichen sein, den wir erst jetzt entdeckten und sofort verschlossen. Bei der gleichzeitigen Kontrolle des angestammten Quartiers fand sich nur 1 *Rhinolophus hipposideros*, der Tiefstollen war unbesetzt (vgl. Tab. 1).

Am 17.05.1984 zeigte die Lichtschranke an, daß die letzten beiden Hufeisennasen aus dem Ersatzquartier ausgeflogen waren. Die Zählung von 14 Tieren am 20.05.1984 bedeutete, daß alle Tiere wieder im angestammten Quartier waren. Auf dem Dachboden des Ersatzquartiers wurde nur eine verendete *Rhinolophus hipposideros* gefunden. Dieses Tier war am 14.05. im Treppenhaus des Bergbaumuseums im geschwächten Zustand – weil wohl versehentlich eingeschlossen – gefunden und auf den Dachboden zu den zwei verbliebenen *Rhinolophus hipposideros* verbracht worden.

Nach 12 Tagen, ab 02.06.1984, registrierte die Lichtschranke im Ersatzquartier erste Flugbewegungen, die auf Quartierbesuche von 1-2 Tieren hindeutete. Der 1. Nachweis der Quartierannahme gelang am 15.06. durch die Beobachtung einer fliegenden *Rhinolophus hipposideros* im Dachraum. Am 22.07. 1984 konnten 2 *Rhinolophus hipposideros* im Ersatzquartier beobachtet werden, während sich gleichzeitig nur 1 *Rhinolophus hipposideros*-♀ mit Jungtier und 2 *Myotis myotis* im angestammten Quartier aufhielten (Abb. 14).

Vor dem Abriß des Quartiergebäudes wurden nochmals 3 *Rhinolophus hipposideros* und 4 *Myotis myotis* eingesammelt und ins Ersatzquartier umgesetzt (vgl. Tab. 1). Einen Tag nach dem Abriß wurde noch 1 *Rhinolophus hipposideros* im Ersatzquartier beobachtet. Am 19.10.1984 hielt sich dort noch 1 Tier im Torpor-Zustand auf.

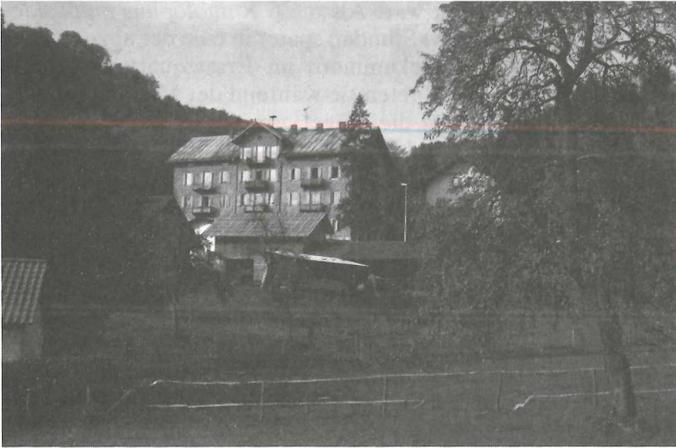
Im Frühjahr 1985 konnte am 26.04. die 1. *Rhinolophus hipposideros* im Ersatzquartier beobachtet werden. Bis dahin hatte die Lichtschranke 6 Ein- und Ausflüge registriert. Ein am 04.05.1985 im Tiefstollen entdecktes Tier wurde zu dem in Lethargie befindlichen auf das Ersatzquartier verbracht.

Nach den Registrierungen der Lichtschranke haben sich vom 16.05. bis 10.07. ungefähr 10 *Rhinolophus hipposideros* und anschließend bis zum 04.10.1985 noch etwa 5 Tiere im Ersatzquartier aufgehalten.

Unsere Zählungen von 11-13 Individuen bei Kontrollen des Ersatzquartiers in der Sommersaison 1986, 1987 und 1988 zeigen, daß die Umsiedlung der *Rhinolophus hipposideros*-Kolonie vollständig gelungen ist (Abb. 15).

Abbildungen 3-7

Alle Fotos, soweit nicht besonders gekennzeichnet, sind vom Autor (K. Richarz)



3

3 Das ehemalige Hotel Sulz („angestammtes Quartier“) in Peißenberg, Oberbayern (Abriß 15.9.84).

4 10 Kleine Hufeisennasen (*Rhinolophus hipposideros*) an einem bevorzugten Hangplatz auf dem Dachboden des Hotels Sulz („angestammtes Quartier“; 11.6.83).

5 Nordabschnitt des Dachbodens auf dem Hotel Sulz mit 3 Kaminen und Laufboden. Beachte die starke Raumgliederung als ein wichtiges Quartierkriterium für die Kleine Hufeisennase.



4

6 *Myotis myotis*-Paar im „angestammten Quartier“ (Dachboden des Hotels Sulz; beachte vom Körperfett des ♂ herrührende Verfärbung des Holzes an dessen Haupthangplatz; 1.9.83).

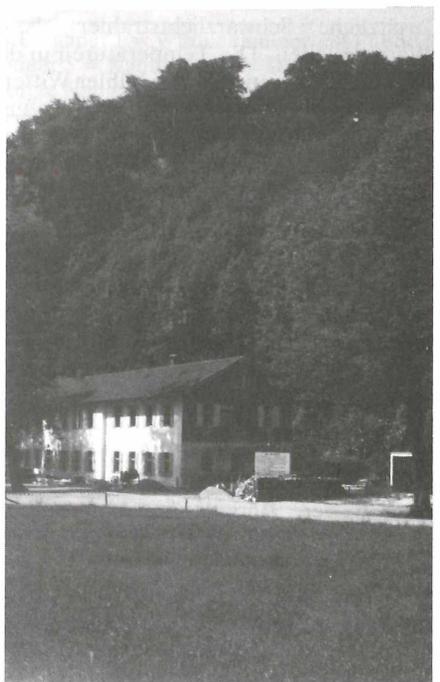
7 Das Bergbaumuseum in Peißenberg, Oberbayern (Dachraum als künftiges „Ersatzquartier“) während der Renovierung.



5



6



7

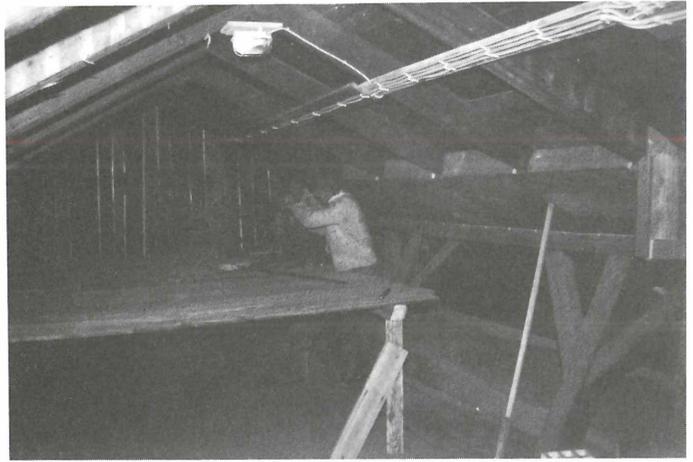
Abbildungen 8-11

8 Der Dachboden des Bergbaumuseums wird als „Ersatzquartier“ ausgebaut (Blick auf den eingebauten Laufboden und eine noch offene Wärmekammer (vgl. Abb. 2, Nrn. 4, 1).

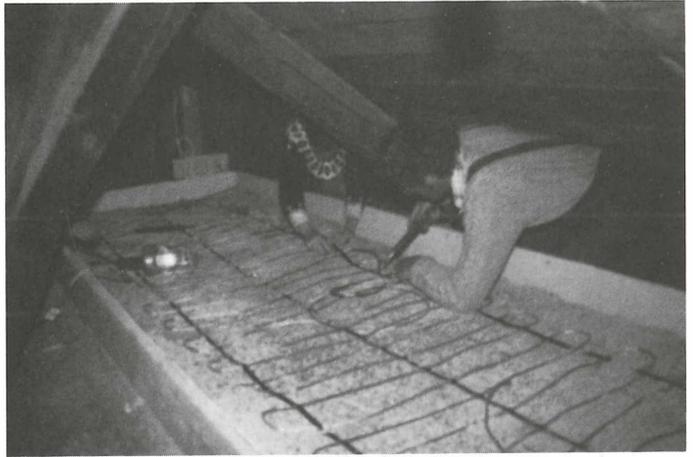
9 „Ersatzquartier“. Einbau der Fußbodenheizung in eine noch offene Wärmekammer (vgl. Abb. 2, Nr. 1).

10 „Ersatzquartier“. Installation der Infrarot-Lichtschranke in ein offenes Fenster (künftige Ausflugsöffnung; vgl. Abb. 2).

11 Eingang zum Tiefstollen („Übergangsquartier“) neben dem Bergbaumuseum (vgl. Abb. 1).



8



9



10



11

Tabelle 1

Wochenstubenkolonie der Kleinen Hufeisennase in Peißenberg. Quartierbesatz, Fluktuationen und Eingriffe während der Umsiedlung

1983	Hotel Sulz „angestammtes Quartier“	Tiefstollen „Übergangsquartier“	1984	Hotel Sulz „angestammtes Quartier“	Bergbaumuseum „Ersatzquartier“	Tiefstollen „Übergangsquartier“	1985 1986 1987	Bergbaumuseum „Ersatzquartier“	Tiefstollen „Übergangsquartier“	1988 1989	Bergbaumuseum „Ersatzquartier“	Tiefstollen „Übergangsquartier“
19.04.83	0 (0)M	—	19.04.84	0 (0)M	Ausbau des Ersatzquartiers	0	26.04.85	1 (I)	—	07.04.88	2	—
11.06.83	12 (1)M	—	30.04.84	1 (I) (0)M		1 (I)	04.05.85	1 (I) ← umq.	1 (I)	16.04.88	5	—
24.06.83	min. 15	—	05.05.84	10 - 11		—	16.05.85	ca. 10*	—	08.05.88	8 - 9	—
20.07.83	min. 8 (1q+Juv.) (2)M	—				—	10.07.85	ca. 5*	—	18.06.88	11	—
30.07.83	12 (1)M	—	12.05.84	5 (I) → umq. + 1 M.m. (I)		1 (I)	04.10.85	0	—	27.08.88	9 - 10	—
27.08.83	9 (II)	—				—	15.10.85		—	11.09.88	5	—
01.09.83	1 (II)	—	13.05.84	1	2 (I)	—	23.04.86	0	0	danach	0	—
20.10.83	0 (1)M	—	14.05.84	1 (I)	2 (I) + 1 ⁺ (I)	0	29.05.86	min. 10	—	14.03.89	erste Registrierungen der Infrarotlichtschranke	—
17.12.83	—	0	17.05.84	—	2 ausgeflogen*	—	12.07.86	12	—			—
			20.05.84	min. 14	1 ⁺ gestorben	—	19.07.86	8 - 10	—			—
			02.06.84	—	1 - 2*	—	10.08.86	min. 11	—			—
			15.06.84	—	1	—	29.09.86	2	—			—
			23.06.84	min. 10	—	—	12.10.86	0	—			—
			22.07.84	1q + Juv. (2)M	2	—	06.05.87	3 (I)	6 (I)			—
			27.07.84	1q + Juv. (2)M	—	—	14.05.87	5 (I)	—			—
			23.08.84	1 (4)M	—	—	08.06.87	12	—			—
			09.09.84	0	umq. →	—	15.06.87	12	—			—
			11.09.84	3 (I)	3 M.m. umq. → + 1 M.m.	2	22.06.87	7	—			—
			15.09.84	Abriss des Gebäudes		—	15.07.87	7 - 9	—			—
			05.10.84		1 (I)	—	05.08.87	11 - 13	—			—
			19.10.84		1 (I)	—						
			25.10.84		0	—						

() M = Anzahl Myotis myotis in dem Quartier
 I = lethargisch
 — = nicht untersucht
 umq. = umquartiert

+ M.m. = + Myotis myotis umquartiert
 1⁺ = 1 Rh.h. gefunden im Treppenhaus des Bergbaumuseums; ins Ersatzquartier umgesiedelt
 * = registriert durch Infrarot-Lichtschranke

Abbildung 12

Kleine Hufeisennase in tiefer Tages-
schlaflethargie unter Laufboden (Nord-
teil) im „angestammten Quartier“ hän-
gend. Das Tier hat sich völlig in seine
Flughäute eingehüllt (27.8.83).

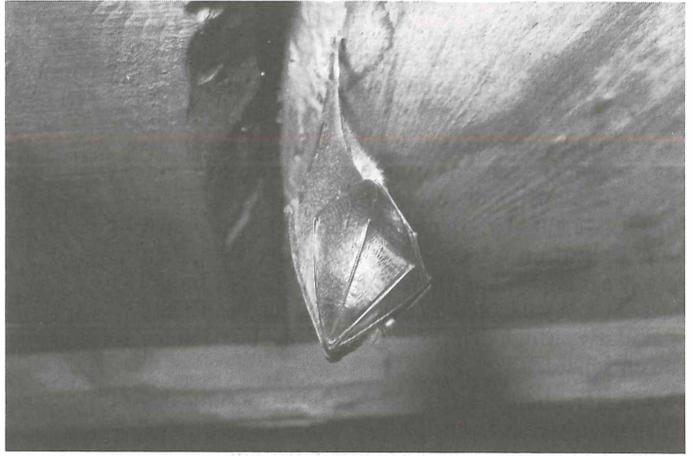


Abbildung 13

Eine noch im Torpor-Zustand befindliche
Kleine Hufeisennase nach dem Verbrin-
gen in das „Ersatzquartier“.

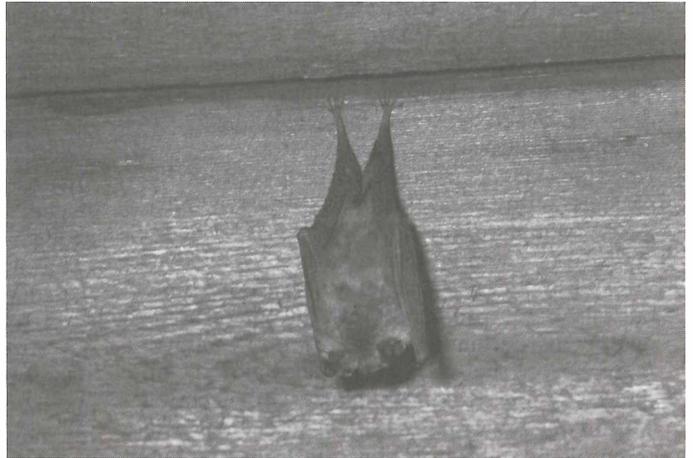


Abbildung 14

Kleine Hufeisennasen. Weibchen mit
männlichem Jungtier im „angestammten
Quartier“ (27.7.84). Das Junge hat sich
mit dem Vorderkörper vom Bauch der
Mutter gelöst und streckt den linken Flü-
gel aus. Unmittelbar nach dieser Auf-
nahme begann das Jungtier den Flügel zu
belecken (Putzverhalten). Beachte die
noch relativ geringe Flügellänge beim
Jungtier sowie die freiliegende Zitze des
Weibchens (Erkennungsmerkmal für lak-
tierende Weibchen).



Abbildung 15

„Ersatzquartier“. 6 **Kleine Hufeisennasen**
in einer Wärmekammer am bevorzugten
Hangplatz (vgl. Abb. 2, Nr. 1 +++++;
5.8.87); Foto: A. Limbrunner.



3. Diskussion

Dieses Ergebnis war in Anbetracht der Standorttreue und Empfindlichkeit von *Rhinolophus hipposideros* nicht zu erwarten, zumal bei der Umsiedlungsaktion nur ein Teil der Tiere ins Ersatzquartier gebracht werden konnte und zeitweise alle Exemplare in ihr angestammtes Quartier zurückflogen. Da auf keinerlei vergleichbare Erfahrungen zurückgegriffen werden kann und unser Vorgehen rein pragmatisch auf das Erfolgsziel „Umsiedlung“ ausgerichtet war, bleiben die Gründe für den Erfolg spekulativ. Möglicherweise waren folgende Faktoren entscheidend:

1. Mit der oben beschriebenen Ausgestaltung des Ersatzquartiers wurden die Quartieransprüche von *Rhinolophus hipposideros* getroffen.
2. Lage des Ersatzquartiers innerhalb des Aktionsradius der Kolonie. Die Tiere kannten die Umgebung des Ersatzquartiers.
3. Umsetzung der Tiere im Torpor-Zustand. Die Tiere registrierten kaum die Manipulation. Nach dem Erwachen war eine „eigenständige“ Erkundung des Ersatzquartiers möglich.
4. Erhaltung des angestammten Quartiers für die gesamte Saison. Einzelne Tiere (wahrscheinlich die 2 Exemplare, die nach der Umsiedlung am längsten (4 Tage) im Ersatzquartier verblieben) konnten das neue Quartier während der Sommersaison „ausprobieren“ bis zur Entwicklung einer Quartierbindung (vgl. Tab. 1). Ihnen kommt möglicherweise eine „Leitfunktion“ zu, indem sie die Kolonienmitglieder im nächsten Jahr in das Ersatzquartier „einwiesen“. Es muß offen bleiben, ob auch ohne ein Einsetzen einzelner Individuen eine Quartierannahme erfolgt wäre.

Im Gegensatz zur *Rhinolophus hipposideros*-Kolonie erfolgte durch *Myotis myotis* keine längerfristige Quartierannahme (lediglich Kotfunde von *Myotis myotis* deuten darauf hin, daß eines oder mehrere Tiere sich einige Tage im Ersatzquartier aufhielten). Hierfür lassen sich spekulativ folgende Gründe nennen:

1. Die Quartierkriterien entsprechen nicht den Bedürfnissen von *Myotis myotis*.
2. Weil das *Myotis myotis*-Männchen sofort nach dem Einsetzen in das Ersatzquartier aktiv wurde und dieses in der folgenden Nacht verlies, fiel die selbständige Eingewöhnungsphase weg. Es entwickelte sich keine Quartierbindung.
3. Das Quartierverhalten von *Myotis myotis* unterscheidet sich von *Rhinolophus hipposideros* hinsichtlich -bindung und -funktion.

Die fluktuierenden Bestandszahlen in den kontrollierten Sommerquartieren (sowohl im angestammten wie auch im Ersatzquartier, vgl. Tab. 1) zeigen, daß die Hufeisennasenkolonie noch mindestens über ein weiteres Sommerquartier verfügen muß und Quartierwechsel, die auch SCHOBER und WILHELM (1984) erwähnen, innerhalb einer Saison vorkommen können. Die volle Besetzung des Ersatzquartiers in der Saison 1986, 1987 und 1988 über längere Zeitabschnitte, spricht dafür, daß seine Ausgestaltung dem Quartieroptimum von *Rhinolophus hipposideros* offensichtlich ziemlich nahe kommt.

Möglicherweise eigneten sich gerade die Hufeisennasen aufgrund ihres artspezifischen Verhaltens und ihrer Populationsstruktur für ein derartiges

Experiment. Nach HORÁČEK (1981) ist *Rhinolophus hipposideros* in ihrer Quartierstrategie und damit auch ihrer Populationsstruktur zu den K-Strategen zu zählen (wie u. a. auch *Myotis myotis*) „... by a prevailing tendency to build up a social structure which concentrates a population to the mass (by the social tradition well stabilized) use of only several most-optimum roosts“ (HORÁČEK 1981, l.c.). Diese Tendenz, zusammen mit dem geringen Aktionsradius der Art (vgl. ROER 1984) war möglicherweise ausschlaggebend für den Verbleib der *Rhinolophus hipposideros*-Kolonie im Ersatzquartier.

Hierbei soll nicht verschwiegen werden, daß dieser Erfolg nur teilweise auf einer exakten Planung beruht, teilweise aber auch intuitiv sowie offensichtlich durch das Zusammenwirken günstiger Umstände zustande kam.

Es sei ausdrücklich betont, daß unser Experiment als Methode in der Naturschutzpraxis ausscheidet (vgl. SCHLAPP 1986). Beim Quartierschutz bleibt nach wie vor die Erhaltung bestehender Quartiere die wichtigste Aufgabe. Dagegen lassen sich durch unseren Versuch Ansätze für Möglichkeiten von Quartierverbesserungen und -erweiterungen aufzeigen. Während diesbezüglich seit den Untersuchungen von ISSEL und ISSEL (1955) zahlreiche Erfahrungen zur Nutzung, Optimierung und Neubesiedlung künstlicher Quartiere (Fledermauskästen) für baumhöhlenbewohnende Fledermausarten vorliegen (vgl. u.a. HAENSEL und NÄFE 1982, HEISE 1985, NAGEL 1982, WOLZ 1986), beschränken sich die Hinweise zu Gebäudequartieren meist auf allgemeine Überlegungen. Eine erste zusammenfassende Darstellung mit artspezifischen Richtlinien für die Erhaltung und Neuschaffung von Fledermausquartieren an und in Gebäuden legten STUTZ und HAFFNER (1984 b) vor. Durch Einbau eines Infrarotstrahlers konnte ROER (1974) eine Mausohrwochenstubenkolonie zur vollständigen Rückkehr in ihr ursprüngliches Quartier und zur Aufgabe des Ausweichquartiers veranlassen. STEBBINGS (1988) beschreibt für England 2 Fälle, bei denen Gebäudequartiere mit Wochenstuben-Kolonien der Großen Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*) während der Abwesenheit der Tiere an gleicher Stelle wieder aufgebaut wurden. In einem der beiden Gebäude schuf man für die Tiere neue Räume und verbesserte das Quartier durch Einbau von Heizkörpern im Dach. In beiden Quartieren konnten positive Kolonieentwicklungen festgestellt werden. Schließlich gelang GEBHARD (1988) mit Hilfe von Gefangenschaftsaufzuchten als Locktiere die periodische Ansiedlung von *Nyctalus noctula* in einer „Fledermausstation“.

Obwohl An- und Umsiedlungsexperimente von Fledermäusen an Gebäuden interessante Fragen aufwerfen, müssen sie – auch im Hinblick auf den geringen Erfahrungsstand und die allgemeine Gefährdung der Arten – die Ausnahme im praktischen Fledermausschutz bleiben. Als Hauptaufgabe ist die Ausarbeitung und Umsetzung eines Hilfsprogrammes auf breiter Basis anzustreben, wie es JÜDES (1986) fordert, mit verstärkter Integration des Biotopschutzes sowie einer Intensivierung faunistisch-ökologischer Forschung (vgl. RICCHARZ 1986).

Tabelle 2

Bestandsentwicklung der Kleinen Hufeisennase in Bayern

Regierungsbezirke	a) Nachweise 1945 - 1959 (nach Issel et al. 1977) ⁺				b) Nachweise 1977 - 1979 (nach Antoni 1980) ⁺⁺				c) Nachweise 1981 - 1988								
	S	nIS	N	nIN	W	niW	S	nIS	N	nIW	S	nIS	N	nIN	W	niW	
Oberbayern	21	58 (1 - 20)	8	353 + n (15 - 200)	24	603 (1 - 200)	7	18 (1 - 4)	—	2	2	—	2	13 + n	5 (6)*	6 (11)*	(1 - 2; 1 - 6*)
Niederbayern	9	19 (1 - 10)	5	220 (30 - 80)	18	375 (1 - 200)	—	—	—	—	—	—	—	—	2	2	—
Schwaben	2	2	—	—	1	3	2	17 (7 - 10)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Oberpfalz	4	4	1	18	7	39 (1 - 27)	—	—	—	3	3	—	—	—	—	—	—
Mittelfranken	1	1	5	100 (10 - 30)	—	—	1	1	—	—	—	—	—	—	1	1	—
Oberfranken	4	6 (1 - 2)	2	75 (25 - 50)	3	53 (6 - 29)	—	—	—	—	—	—	5	1	2	—	—
Unterfranken	—	—	—	—	—	—	1	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	41	90	21	766 + n	53	1075	11	37	—	5	5	8	15	3	15 + n	8 (9)*	9 (14)*

+ einschl. 4 Nachweise 1960 - 1963

++ einschl. 1 Nachweis 1969, 1 Nachweis 1974

S = Sommerquartier (Anzahl)

N = Wochenstubenquartier

W = Winterquartier

ni = Gesamtanzahl der Individuen in den Quartieren

() = minimale u. maximale Anzahl der Individuen/Quartier

()* = einschließlich der Individuen im „Tiefstollen“

Peißenberg („Übergangsquartier“)

+ n = Anzahl der Individuen unbekannt

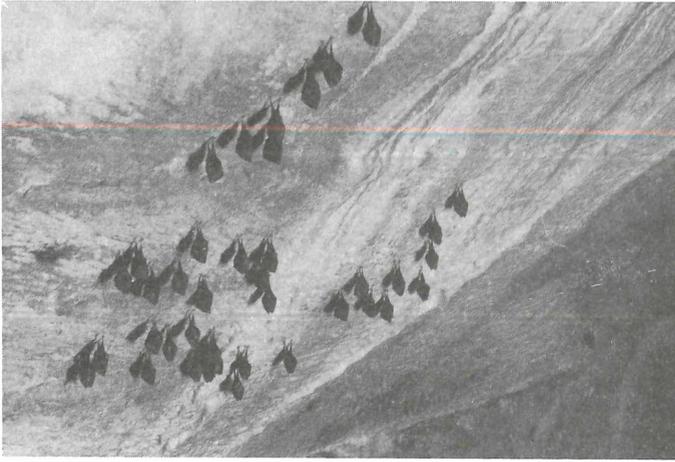
1) nach HANSBAUER (1987), KRONWITTER und LIM-BRUNNER (1987), RICHARZ (1981 - 1988; unpubl.)

2) nach SCHMALZ et al. (1987)

3) nach KRIEGBAUM (1986)

4) nach SCHLAPP (1981)

5) nach KRIEGBAUM und LIEGL 1987 (unpubl.)



Abbildungen 16/17

Der drastische Rückgang der **Kleinen Hufeisennase** in Mitteleuropa wird besonders deutlich an der Abnahme der Individuenzahlen in den traditionellen Winterquartieren.

Ein Dokument aus Oberbayern:

16 42 **Kleine Hufeisennasen** im Winterquartier (Stollen an der Ammer) am 10.2.57 (Foto: A. Triller).



17 Das letzte Individuum, das in diesem Stollen noch regelmäßig überwintert (die Deckenstelle ist identisch mit dem Ausschnitt auf Abb. 16; Nachweise des Einzeltieres in den Wintern 1983-1989; Aufnahmedatum: 9.4.83).

4. Bemerkungen zum aktuellen Status von *Rhinolophus hipposideros* in Bayern

Die drastische Abnahme der Kleinen Hufeisennase in den Winterquartieren des Fränkischen Jura (Nordbayern) zwischen 1958 und 1980 um 99,7 % haben KRAUS und GAUCKLER (1980) zeigen können (vgl. auch Abb. 16, 17). Im folgenden soll eine kurze Übersicht zur aktuellen Situation der Art in ganz Bayern gegeben werden. Hierzu werden die von ISSEL et al. (1977) nach 1945 gesammelten Daten mit denen von ANTONI (1980) und jüngsten Erhebungen zwischen 1981-1988 verglichen. Die bei ISSEL et al. (1977) publizierten Bestandsdaten stammen mehrheitlich aus den 50er Jahren (nur 4 Nachweise, darunter der Winterfund durch WEINZIERN im Tiefstollen/Peißenberg, wurden von 1961-1963 gesammelt). Mit Ausnahme von zwei Winterfunden von 1969 und 1974 erhob ANTONI (1980) seine Daten von 1977-1979. Somit ist ein Vergleich der Situation der 50er Jahre mit Veränderungen in den letzten 12 Jahren möglich (Tab. 2).

Neben den rasanten Bestandsrückgängen und einem nahezu völligen Verschwinden der Wochenstuben seit den 50er Jahren fällt auch ein Arealverlust auf. Für ehemals bedeutende Vorkommen in den Regierungsbezirken Niederbayern, Mittelfranken und Oberfranken, mit Schwerpunkten im Fränkischen Jura, gibt es keine Nachweise mehr.

Am längsten haben sich Restbestände in Oberbayern halten können. Die von ANTONI (1980) erfaßten Vorkommen wurden bisher nur stichprobenhaft überprüft. Von 4 Kleinstvorkommen waren 3 inzwischen erloschen, in einem Quartier mit 1977 drei Tieren befanden sich 1983 noch zwei Exempla-

re. Fast alle Neunachweise nach 1980 gelangen im Alpenvorland, darunter auch zwei Hinweise auf Wochenstuben (1 x die Wochenstube in Peißenberg, 1 x der Fund eines verendeten Weibchens mit einem Jungen im Geburtskanal). Mit der Beschränkung der Restbestände auf das Voralpenland – und hier die Naturräume Ammer-Loisach-Hügelland und Inn-Chiemsee-Hügelland – ist dieses Ergebnis vergleichbar mit Befunden von STUTZ und HAFFNER (1984a) in der Schweiz, die einen Rückzug von *Rhinolophus hipposideros* aus dem Mittelland über die Voralpen in die Alpentäler belegen. In Übereinstimmung mit STUTZ und HAFFNER (1984a) sehen wir in dieser Entwicklung einen Zusammenhang mit negativen Auswirkungen des Landschaftswandels seit den 60er Jahren, der im Voralpenland gegenüber anderen Landesteilen mit Verzögerung voranschreitet. Während STUTZ und HAFFNER (1984a) für die Erhaltung der *Rhinolophus hipposideros*-Population im schweizerischen Alpenraum aber noch eine Chance sehen, kommen bei den geringen Restbeständen von *Rhinolophus hipposideros* im bayerischen Voralpenraum wahrscheinlich alle Schutzmaßnahmen zu spät.

5. Zusammenfassung

Über die erfolgreiche Umsiedlung einer Wochenstubenkolonie der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) wird berichtet. Die Vorgehensweise, die Gründe für den Erfolg und die Bedeutung des Experiments für den Fledermausschutz werden im Detail beschreiben und diskutiert. In einer Übersicht werden aktuelle Hinweise zum Bestandsrückgang und Arealverlust der Kleinen Hufeisennase in Bayern gegeben.

Summary

In spring 1983 the last known breeding colony of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in southern Bavaria was discovered. Roost could be found in the roof of an old building, which should be pulled down. Because breaking off could not be prevented, a transplantation of the bat colony with 12-15 individuals was projected.

During summer 1983 the roosting behaviour of the colony was studied, and after the removing of the animals into an unknown winter roost, a part of the roosting requisites was build in the roof of a neighbouring building, together with a floor heating system.

After returning back of the colony in spring 1984, 6 bats could be caught and were removed to the new roosting site. During summer 1984 all but two of them returned to the colony in the traditional roost. When the bats had left their traditional roost in autumn 1984, the building was pulled down. In spring 1985 some bats returned to the new roost. Meanwhile the roost is accepted by the whole colony.

The procedure, the reasons for success, as well as the significance of the experiment for the protection and conservation of bats will be described in details, and discussed. A survey containing actual remarks about and data on the decrease of the population and the loss of territory of the lesser horseshoe bat in Bavaria will be presented as well.

6. Literatur

ANTONI, W. (1980):

Die Fledermäuse in Bayern. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Schlußber. eines Auftrages des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 138 pp. (unpubl.), München.

BILLER, M. (1984):

Peißenberger Heimat-Lexikon. Hrsg. Markt Peißenberg, 612 pp.

BILLER, M., L. STIPPEL (1987):

Bergbau und Bergbaumuseum am Hohen Peißenberg. Hrsg. Markt Peißenberg und Verein „Bergbaumuseumsfreunde Peißenberg e.V.“, 139 pp.

FELDMANN, R. (1967):

Bestandsentwicklung und heutiges Areal der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) im mittleren Europa. – Säugetierkundl. Mitt. 15: 43-49.

GEBHARD, J. (1984):

Die Fledermäuse in der Region Basel (Mammalia: Chiroptera). – Verhandl. Naturf. Ges. Basel 94 (1983): 1-42.

GEBHARD, J. (1988):

Die Forschungsstation „HOFMATT“. Ein künstliches Fledermausquartier mit zahmen, in Gefangenschaft geborenen, freifliegenden und wilden, zugeflogenen Abendseglern (*Nyctalus noctula*). – Myotis 26: 5-21.

HAENSEL, J., M. NÄFE (1982):

Anleitungen zum Bau von Fledermauskästen und bisherige Erfahrungen mit ihrem Einsatz. – Nyctalus (N. F.) 1 (4/5): 327-348.

HANSBAUER, G. (1987):

Bestandsituation und Schutzmaßnahmen für in Felshöhlen und Stollen überwinterte Fledermausarten in den Bayerischen Alpen. – Diplomarbeit an der FH Weihenstephan, Fachbereich Landespflege, 187 pp. (unpubl.), Weihenstephan.

HEISE, G. (1985):

Zur Erstbesiedlung von Quartieren durch „Waldfledermäuse“. – Nyctalus (N. F.) 2 (2): 191-197.

HORÁČEK, I. (1981):

Comparative notes on the population structure in several European bat species. – Myotis, 18/19: 48-53.

ISSEL, B., W. ISSEL (1955):

Versuche zur Ansiedlung von „Waldfledermäusen“ in Fledermauskästen. – Forstw. Cbl. 74: 193-204.

ISSEL, B., ISSEL, W., M. MASTALLER (1977):

Zur Verbreitung und Lebensweise der Fledermäuse in Bayern. – Myotis, 15: 19-97.

JÜDES, U. (1986):

Zur Problematik eines Artenhilfsprogrammes „Fledermäuse“. – Natur und Landschaft, 61: 215-219.

KRAUS, J., A. GAUCKLER (1980):

Zur Abnahme der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) in den Winterquartieren der Frankenalb (Nordbayern) zwischen 1958 und 1980. – Myotis, 17 (1979): 3-12.

KRIEGBAUM, H. (1987):

Bericht zum Forschungsvorhaben „Bestandsentwicklung und Schutz von Fledermäusen in Nordbayern“, 65 pp. (unpubl.), Erlangen (Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Nordbayern).

KRONWITTER, F., H. LIMBRUNNER, 1987:

Untersuchungen zur Bestandentwicklung und Schutz von Fledermäusen in Südbayern. – Schlußber. eines Auftrages der Regierung von Oberbayern (Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Südbayern), 52 pp. (unpubl.), München.

NAGEL, A. (1982):

Ein neuer Kasten für Fledermäuse. – Myotis 20: 45-47.

RICHARZ, K. (1984):

Ergebnisse und Erfahrungen mit einem Fledermaus-schutzprogramm in Oberbayern. – Myotis 21/22 (1983-1984): 155-162.

RICHARZ, K. (1986):

Bedrohung und Schutz der Gebäudefledermäuse. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 73: 15-35.

ROER, H. (1974):

Wiederansiedlung einer Mausohr-Wochenstubenkolonie im Dachstuhl eines Hauses nach Einbau eines Infrarotstrahlers. – Myotis XII: 53-54.

ROER, H. (1977):

Zur Populationsentwicklung der Fledermäuse (Mammalia, Chiroptera) in der Bundesrepublik Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Situation im Rheinland. – Z. f. Säugetierkunde 42: 265-278.

ROER, H. (1984):

zur Bestandssituation von *Rhinolophus ferrumequinum* (SCHREBER, 1774) und *Rhinolophus hipposideros* (BECHSTEIN, 1800) (Chiroptera) im westlichen Mitteleuropa. – Myotis 21/22 (1983-1984): 122-131.

SCHLAPP, G. (1981):

Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie einheimischer Fledermäuse. – Diplomarbeit Inst. f. Zool II, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, 151 pp. (unpubl.), Erlangen.

SCHLAPP, G. (1986):

Gesetzliche Grundlagen, Finanzierung und Praktizierung des Fledermausschutzes in Bayern. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 73: 37-47.

SCHMALZ, P.-M., SCHMALZ, K.-V., R. MAYER (1987):

Endbericht über die Artenschutzkartierung im Landkreis Kehlheim des Landesbundes für Vogelschutz (1986/1987), 10 pp. (unpubl.), Kehlheim.

SCHÖBER, W., M. WILHELM (1984):

Zur Verbreitung und Bestandentwicklung der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) in der DDR. – Myotis, 21/22 (1983-1984): 132-137.

STEBBINGS, R. E. (1988):
The Conservation of European Bats. Christopher
Helm, London, 246 pp.

STUTZ, H.-P., M. HAFFNER (1984 a):
Arealverlust und Bestandsrückgang der Kleinen Hufeisennase *Rhinolophus hipposideros* (BECHSTEIN, 1800) (Mammalia: Chiroptera) in der Schweiz. – Jber. Natf. Ges. Graubünden 101: 169-178.

STUTZ, H.-P., M. HAFFNER (1984 b):
Aktiver Fledermausschutz, Bd. 3: Richtlinien für die
Erhaltung und Neuschaffung von Fledermausquartieren in und an Gebäuden, 32 pp., FEBEX Haffner & Stutz, Zürich.

WOLOSZYN, B. W. (1976):
Bemerkungen zur Populationsentwicklung der Kleinen Hufeisennase, *Rhinolophus hipposideros* (BECHSTEIN, 1800) in Polen. – *Myotis* XIV: 37-52.

WOLZ, I. (1986):
Wochenstuben-Quartierwechsel bei der Bechsteinfledermaus. – *Z. f. Säugetierkunde* 51 (2): 65-74.

7. Danksagung

Der Autor schuldet einer Vielzahl von Helfern Dank für die Unterstützung bei der ungewöhnlichen Aktion. Herrn P. Zerle und dem Verein der Freunde des Bergbaumuseums Peißenberg sei gedankt für Begehungsmöglichkeiten des Tiefstollens und für das Verständnis für die „Beschlagnahme“ des Dachbodens, Herrn Schuß, VBH-VOBA Heimbau für die Zurückstellung des Abrißtermins des „Hotels Sulz“. Besonderer Dank gebührt der Ortsgruppe des Bund Naturschutz Peißenberg, vor allem den Herren H. Klonz und L. Weissenbach, für die vielstündigen Ausbaurbeiten des Ersatzquartiers.

A. Limbrunner, H. Klonz und W. Metzner halfen bei der Umsiedlung. H. Klonz wurde zum „Hausmeister der Hufeisennasen“. Der Autor dankt dem Ehepaar Drs. Issel für die Einsicht in ihre Aufzeichnungen.

Der Bezirk Oberbayern übernahm die Materialkosten für den Quartier-Ausbau. Das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen unterstützte die Bestandserfassungen finanziell.

Schließlich gilt der Gemeinde Peißenberg unserer besonderer Dank. Herr Bürgermeister M. Führler und Herr R. Walter ermöglichten die Nutzung des Bergbaumuseums als Ersatzquartier und wurden zu „Fledermausfreunden“.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Klaus Richarz
Oberregierungsrat
Regierung von Oberbayern
Maximilianstraße 39
8000 München 22

Wie stark sind unsere einheimischen Fledermäuse mit chlorierten Kohlenwasserstoff-Pestiziden belastet?

Bettina Krug

1. Einleitung

Als einer der entscheidenden Faktoren, die zum Rückgang unserer Fledermäuse beigetragen haben und noch immer beitragen, wird seit Jahren der Einfluß von Pestiziden diskutiert.

Als Pestizide werden Wirkstoffe bezeichnet, die „schädliche“ Organismen abtöten. Besonders die chlorierten Kohlenwasserstoffe (cKWS), die zu Beginn der dreißiger Jahre dieses Jahrhunderts ihren Siegeszug in der Schädlingsbekämpfung begannen, spielen nach wie vor (vor allem in Entwicklungsländern) eine entscheidende Rolle in der Insektenbekämpfung. Ihr großer Vorteil liegt dabei sowohl in ihrer Fettlöslichkeit (so können sie als Kontaktgift die Cuticula der Insekten durchdringen), ihrer relativen Unschädlichkeit für den Menschen, als auch in ihrer chemischen Beständigkeit. Während sich z.B. Phosphorsäureester (wie das E 605) schnell abbauen und so häufiger aufgebracht werden müssen, bleibt die Wirkung z.B. des DDT je nach Klima bis zu mehreren Wochen nachweisbar. Dieser Punkt ist es aber nun gerade, der das DDT und andere persistierende cKWS schon in den 60iger Jahren in Verruf brachte und schließlich in den meisten Industriestaaten zu dessen Verbot führte (in der Bundesrepublik: Gesetz über den Verkehr mit DDT vom 7. August 1972). In Abb. 1 ist gut zu sehen, wie der Inlands-Absatz von DDT-Mitteln nach 1970 schon einbricht, während andere cKWS-Wirkstoffe relativ konstant bleiben. Dagegen nimmt der Absatz von Verbindungen der Phosphorsäure stark zu.

Eine andere häufig eingesetzte Gruppe sind die sechsfach chlorierten Cyclohexane (Hexachlorcyclohexan/HCH). Von den sieben bislang isolierten HCH-Isomeren ist die gamma-Form, Lindan, das bekannteste. Bei der Herstellung von HCH entsteht normalerweise eine Mischung der verschiedenen Isomere. Dieses sogenannte technische HCH ist seit Ende der 70iger Jahre in Deutschland verboten. Grund hierfür ist die relativ schlechte Abbaubarkeit der als Insektizid wirksamen alpha- und be-

ta-Form. Das Lindan wird vergleichsweise schnell metabolisiert und ist auch aus diesem Grunde akut toxischer [LD 50 Ratte, oral (mg/kg) ist für Lindan 150-250 mg/kg, für das alpha-HCH ca. 600 mg/kg]. Der Einsatz der Reinform des Lindans (Reinheitsgrad mehr als 99 %) ist nach wie vor gestattet!

Das Pentachlorphenol (PCP) wurde besonders im Holzschutz eingesetzt. Es hat fungizide Wirkung, ist aber für Säugetiere akut etwa so toxisch wie das Lindan. Am 31.12.1985 wurde in der Bundesrepublik die Zulassung zur Produktion von PCP von den großen Firmen zurückgegeben, was einem freiwilligen Produktionsverzicht entspricht. Für die Behandlung von Innenräumen ist PCP verboten. Wie ich von Holzschutz-Firmen in Erfahrung bringen konnte, wird es für Außenflächen jedoch immer noch eingesetzt.

Die aufgrund ihrer geringen Abbaubarkeit hohe Akkumulation der meisten cKWS-Pestizide in den Nahrungsketten führten dazu, daß sich in Organismen hoher Trophieebenen zum Teil erhebliche Rückstände dieser Stoffe und ihrer Abbauprodukte finden ließen. Ein bekanntes Beispiel hierfür sind die Untersuchungen an See- und Greifvögeln. Hier konnte sogar ein Zusammenhang zwischen dem Belastungsgrad mit DDT und der Schalendicke der Eier (durch Beeinträchtigung des Kalziumstoffwechsels) nachgewiesen werden [u.a. FABER & HICKEY (1973), FOX (1976) und RATCLIFFE (1967)]. Die hohe Pestizidbelastung dieser Vögel kann einleuchtend mit der Tatsache erklärt werden, daß sie am Ende langer Nahrungsketten stehen, in denen sich die Rückstände schlecht abbaubarer cKWS anreichern. Die Tiere müssen also nicht selbst in direkten Kontakt mit dem Gift gekommen sein, sondern nehmen es bereits als akkumulierten Rückstand in ihrer belasteten Nahrung auf.

Auch in den bereits untersuchten deutschen Fledermäusen wurden z.T. hohe Rückstände von DDT, Lindan und PCB's nachgewiesen [BRAUN (1985), DRESCHER-KADEN & HUTTERER (1981)]. Um das Bild der Belastungs-Situation der

Ausschnitt aus einer Mausohr (*Myotis myotis*)-Wochenstube.

Durch ihren direkten Kontakt mit dem Holz sind diese Hausfledermäuse besonders durch Holzschutzmittel gefährdet. (Foto: Dr. Klaus-Gerhard Heller)



Tiere mit cKWS-Pestiziden zu erweitern, wurden in der vorliegenden Arbeit 42 Fledermäuse aus dem süddeutschen Raum einer Analyse unterzogen. Die Untersuchungen wurden im Rahmen der Arbeitsgruppe „Fledermaus-Ökologie“ am Zoologischen Institut II der Universität Erlangen durchgeführt.

2. Material und Methode

Es wurden 42 Fledermäuse aus dem süddeutschen Raum auf ihren Gehalt an 8 cKWS-Pestiziden, bzw. deren Metaboliten untersucht. In 18 Tieren wurde der PCP-Gehalt des Fettes bestimmt.

Folgende cKWS wurden untersucht:

Hexachlorbenzol (HCB)

alpha-HCH

gamma-HCH/Lindan

Aldrin

Heptachlor

p,p'-DDE, o,p-DDE und DDD

(Metaboliten des DDT)

Pentachlorphenol (PCP)

Alle untersuchten Fledermäuse wurden tot oder schwerverletzt dem Zoologischen Institut überlassen. Von letzteren Tieren wurden nur diejenigen untersucht, die ohne vorhergehende Nahrungsaufnahme während der Pflege verstarben. Alle toten Fledermäuse wurden gewogen und sofort tiefgefroren.

Zu Beginn der Präparation wurden die Fledermauskadaver aufgetaut und gewogen. Nachdem die Tiere abgehäutet worden waren, wurde zunächst der Kopf entfernt und, ebenso wie die Haut, erneut eingefroren. Die Körper wurden eröffnet und der Magen-Darmtrakt entnommen, um eine eventuelle Verfälschung der Ergebnisse durch vorhandene Rückstände in den Nahrungsresten bzw. im Kot zu vermeiden. Die restlichen Körper (nach CLARK im folgenden als Carcasse bezeichnet) wurden erneut in mit Aceton gereinigten Gläsern eingefroren.

Um die Fettbestandteile der Carcasse optimal herauslösen zu können, muß diese vor dem Extraktionsschritt getrocknet werden. Dazu wurde ein Gefriertrockner verwendet. Die getrockneten Körper wurden gewogen (Trockengewicht), zerkleinert und anschließend in einer Soxhlet-Apparatur 5 Stunden unter Rückfluß extrahiert (Lösungsmittel: n-Hexan zur Rückstandsanalyse von Merck).

Für die Analyse der unpolaren Pestizide (außer PCP) wurde der Rohextrakt an Florisil säulenchromatographisch gereinigt (Florisil, mesh 60-100 von Sigma/mit 3 % aqua bidest. deaktiviert, Elutionsmittel: Petroleumbenzin/Dichlormethan 8:2, interner Standard: Heptachlorepoxyd).

Für die Analyse des PCP (abgewandelt nach GRIMM, 1981) wurde das Fett zunächst mit 2 n Kalilauge aufgeschlossen (interner Standard: Tribromphenol). Nach viermaliger Extraktion mit n-Hexan wurde das PCP durch Zugabe von HCl derivatisiert und nach dem Abkühlen mit Benzol ausgeschüttelt. Anschließend wurde durch Zugabe von Diazomethan (in benzolischer Lösung) methyliert. Die gaschromatographischen Analysen wurden an einem Hewlett & Packard 5040 A-Chromatographen mit ECD-Detektion durchgeführt.

Säule: Fused-silica capillary column SE-52; 25 m, Durchmesser 0,2 mm, Filmdicke 0,33 µm/crosslinked 5 % Phenylmethylsilicon.

Trägergas: Argon/Methan 9 : 1

Make up-Gas: Luft

Folgende gaschromatographische Arbeitsbedingungen wurden für die Analyse der cKWS-Pestizide (außer PCP!) gewählt:

Trägergas:

Argon/Methan 9 : 1

mit 9,5 ml/min

Druck: 40 PSI

Temperaturen:

Einspritzblock: 250 °C

Säule: 2 min 130 °C, dann mit

10 Grad/min und nach

4 min mit 2 Grad/min

auf 280 °C aufheizen

und 10 min halten.

Mit 5 Grad/min weiter aufheizen

Detektor: 72 °C

Folgende gaschromatographische Arbeitsbedingungen wurden für die Analyse des PCP gewählt.

Trägergas:

Argon/Methan 9 : 1

mit 23 ml/min.

Druck: 20-30 PSI

Temperaturen:

Einspritzblock: 250 °C

Säule: 170 °C

Detektor: 96 °C

Die Abbildung 2 zeigt zur Verdeutlichung ein Chromatogramm eines Fledermaus-Extraktes. Die Signale der identifizierbaren Rückstände sind gekennzeichnet.

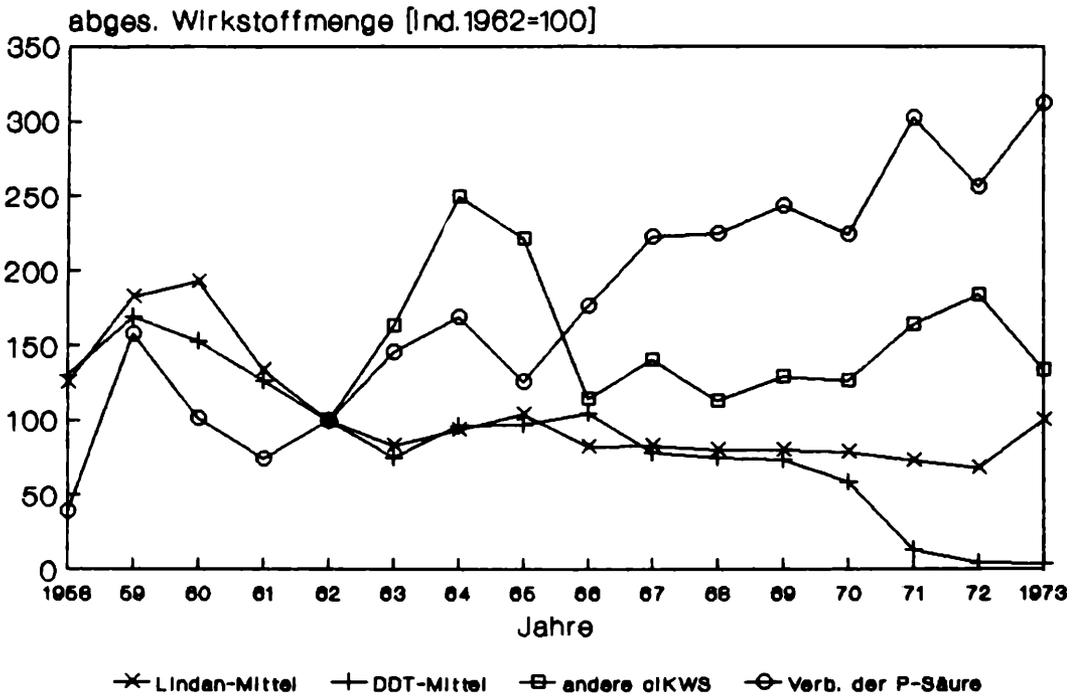


Abbildung 1

Die Graphik zeigt den Inlandsabsatz von DDT, Lindan, den übrigen chlKWS-Pestiziden und, im Vergleich, von Verbindungen der Phosphorsäure. Die Angaben sind dem statistischen Jahresbericht für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten entnommen. Es handelt sich um eine Indexdarstellung (1962 = 100) bezogen auf die Wirkstoffmenge.

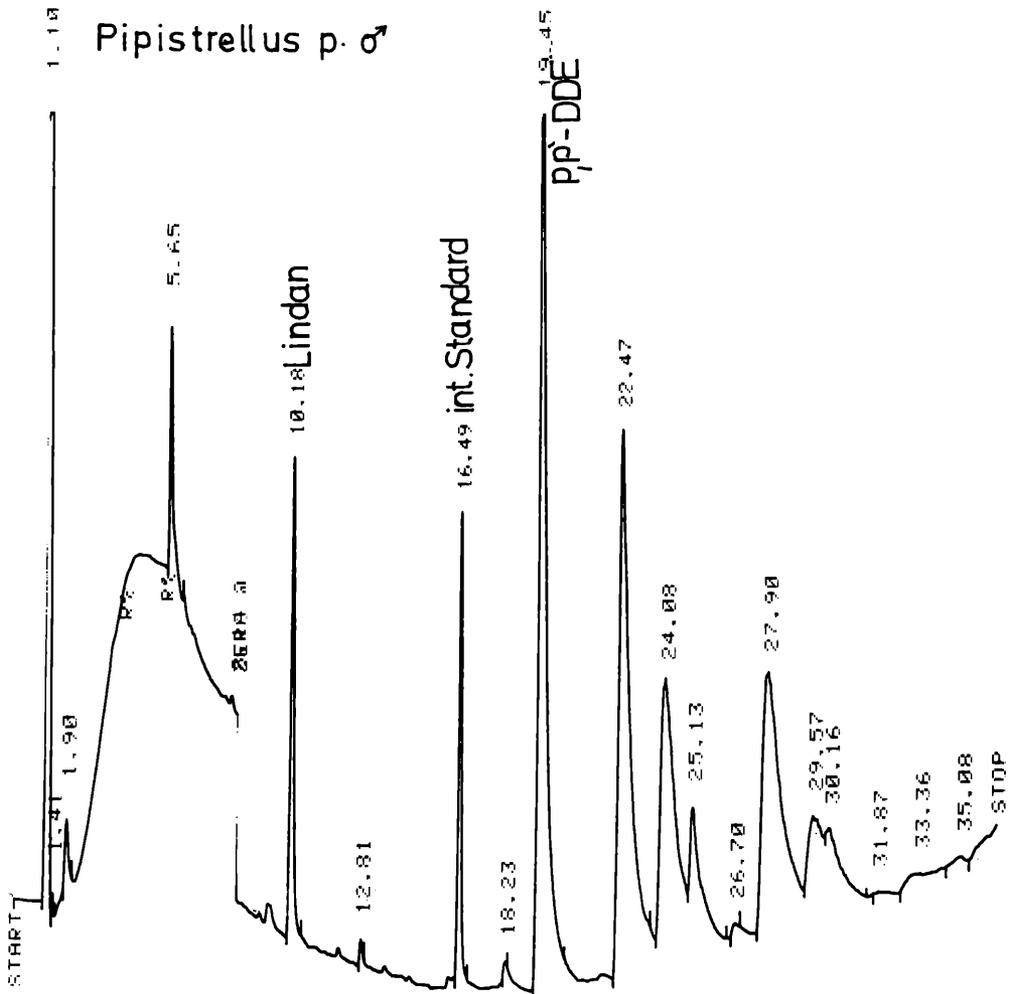


Abbildung 2

Das Gaschromatogramm der Fettprobe einer Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) aus Kulmbach zeigt die Belastung mit Lindan und p,p'-DDE deutlich.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der 42 untersuchten Tiere sind in tabellarischer Form zusammengestellt.

Die obere Zahl stellt den Rückstand-Wert bezogen auf die Masse des extrahierten Fettes dar, der untere Wert bezieht sich auf die Trockenmasse. Alle Angaben in ppb (parts per billion).

n.n. = nicht nachweisbar (kleiner als ca. 5 ppb/extr. Fett)

Spuren = Eine genaue Quantifizierung war aufgrund zu schwacher (und damit ungenauer) Reaktion des Detektors nicht mehr möglich.

Spezies	Funddatum/ Todesdatum	Fundort	Gewicht (frisch)	alpha- HCH	Lindan	HCB	p,p'- DDE	o,p'- DDE	DDD
Myotis myotis 3 weib., 2 männ	18.06.1983	Neuhaus an d. Pegnitz Pfarrkirche	unbekannt						
I				9 1	132 15	100 11	47 5	n.n. n.n.	n.n. n.n.
II				35 2	272 15	289 16	1200 65	n.n. n.n.	n.n. n.n.
III				22 <1	99 2	231 5	189 4	n.n. n.n.	n.n. n.n.
IV				24 2	122 11	236 21	920 80	n.n. n.n.	n.n. n.n.
V				25 2	68 5	112 8	452 33	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	12.01.1984	Erlangen Anatomie	4,1 g	8 <1	158 14	59 5	1757 153	Spuren Spuren	1463 127
Myctalus noctula ♀	17.01.1987	Schwebheim im Quartier	24 g	n.n. n.n.	9 4	143 59	657 271	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	20.01.1987	Schwabach/ Worzeldorf Schwimmhalle	4,3 g	20 3	36 5	174 24	501 70	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	24.01.1987	Nürnberg Gebäude	4,6 g	20 2	34 4	85 9	386 41	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	29.01.1987	Kulmbach/ Plassenburg Gebäude	4,7 g	n.n. n.n.	644 153	14 3	319 76	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myotis myotis ♀	24.01.1987	Mörderloch Höhle	30,5 g	n.n. n.n.	290 152	83 44	115 61	77 41	n.n.
Myctalus noctula ♂	02.1985	München/ Treuing	26 g	6 3	14 8	1282 697	4255 2315	n.n. n.n.	Spuren Spuren
Pipistrellus pipistrellus ♂	05.02.1987	Bad Kissingen Wohnstift	3,5 g	40 -	1826 -	158 -	496 -	n.n. n.n.	917 -
Pipistrellus pipistrellus ♂	04.09.1986 10.09.1986	München englischer Garten	4,5 g	n.n. n.n.	68 -	540 -	947 -	n.n. n.n.	Spuren Spuren
Myotis myotis ♂	02.12.1989	Mannsberg am Dachfirst	21,4 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	28 17	40 24	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myotis mystacinus ♂	28.09.1985	Miltenberg auf d. Straße	2,8 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	100 -	n.n. n.n.	n.n. n.n.

Spezies	Funddatum/ Todesdatum	Fundort	Gewicht (frisch)	alpha- HCH	Lindan	HCB	p,p'- DDE	o,p- DDE	DDD
Plecotus auritus ♂	unbekannt	unbekannt	8 g	21 3	21 3	124 15	312 38	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♀	31.06.1986	Eckersmühle Rolladenkasten	3,2 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	453 51	564 64	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♀	31.06.1986	Eckersmühle Rolladenkasten	3,3 g	n.n. n.n.	24 -	145 -	222 -	474 -	178 -
Myotis mystacinus ♀	24.04.1985	Weißenburg im Garten	2,8 g	58 8	64 9	346 48	2052 285	1516 211	Spuren Spuren
Plecotus austriacus ♀	16.02.1987	Waidhaus Gebäude	6,8 g	n.n. n.n.	22 4	108 21	640 125	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Plecotus austriacus ♂	20.02.1987	unbekannt	7 g	n.n. n.n.	437 26	129 8	10287 617	n.n. n.n.	5100 306
Myotis myotis ♂	27.04.1986	Pottenstein Teufelshöhle	26,7 g	27 -	38 -	107 -	1232 -	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♀	25.01.1987/ 25.02.1987	Nürnberg auf d. Straße	4,6 g	7 <1	127 5	276 10	1965 73	n.n. n.n.	Spuren Spuren
Pipistrellus pipistrellus ♂	10.03.1987	Kulmbach Gebäude	2,8 g	101 3	837 23	279 8	5104 138	Spuren Spuren	2194 59
Pipistrellus pipistrellus ♀	02.1987	Nürnberg	4,5 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	661 -	1031 -	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myotis myotis ♂	20.04.1987	Esperhöhle auf d. Boden	22,8 g	8 1	274 46	1099 184	1212 202	n.n. n.n.	1042 174
Myotis myotis ♂	04.08.1987	Heiligenstadt auf d. Boden d. Wochenstube	11,8 g	171 8	319 15	741 35	25209 1185	n.n. n.n.	675 32
Myotis bechsteini ♀	03.09.1987	Winkelhofer Forst/Kasten	5 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	187 -	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	29.09.1987	Kulmbach Plassenburg	2,9 g	n.n. n.n.	2990 126	35 2	5250 221	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myotis mystacinus ♂	10.07.1987	Großenbuch Wochenstube	0,9 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	1410 691	140 69	3422 1677	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♀	09.1987	Ammerndorf tot an einem Baum hängend	4,2 g	n.n. n.n.	128 10	343 26	11025 827	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myctalus noctula ♂	02.1987	Lohr a. Main	23,8 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	62 30	969 465	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	17.07.1987	Roßtal Gebäude	4 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	1071 61	573 33	n.n. n.n.
Myotis myotis ♀	03.07.1987	Mochmühl Württemberg	6,1 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	379 15	1735 69	n.n. n.n.	n.n. n.n.

Spezies	Funddatum/ Todesdatum	Fundort	Gewicht (frisch)	alpha- HCH	Lindan	HCB	p,p'- DDE	o,p- DDE	DDD
Myotis nattereri ♂	29.07.1987	Michelbach Württemberg	3,8 g	n.n. n.n.	94 9	12 1	1063 104	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myotis myotis ♂	31.07.1987	Kirchensittenbach Schloß	11,65 g	n.n. n.n.	45 5	37 4	1260 139	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Myotis myotis ♀	25.07.1987	Oberailfeld Wochenstube	27,6 g	16 3	36 7	103 20	70 14	178 35	Spuren Spuren
Myctalus noctula ♂	10.04.1988	Kulmbach Schulhof	18 g	n.n. n.n.	268 28	1833 193	9055 951	n.n. n.n.	Spuren Spuren
Plecotus auritus ♂	04.1988	Pretzfeld	5 g	n.n. n.n.	n.n. n.n.	12 <1	546 31	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Pipistrellus pipistrellus ♂	04.04.1988	Schnufenhofen bei Neumarkt Gebäude	3,7 g	21 2	43 3	107 8	746 58	n.n. n.n.	n.n. n.n.
Plecotus auritus ♀	02.04.1988	zwischen Erlangen und Dechsendorf	5,9 g	n.n. n.n.	19 4	35 7	5918 1107	Spuren Spuren	Spuren Spuren

Die Rückstands-Werte (alpha-HCH, Lindan, HCB und der DDT-Metabolite) der 42 untersuchten Fledermäuse sind der Tabelle zu entnehmen. Heptachlor und Aldin konnten in keinem Fall mehr nachgewiesen werden. PCP konnte in 6 der 18 untersuchten Fledermäuse gefunden werden.

Hohe Rückstände wurden in nur drei Tieren gefunden.

- *Myotis myotis* aus Neuhaus an d. Pegnitz: 3 691 ppb (extr. Fett)
- *Nyctalus noctula* aus Kulmbach: 571 ppb (extr. Fett)
- *Plecotus auritus* zwischen Erlangen und Dechsendorf: 1 356 ppb (extr. Fett)

GRIMM et al. untersuchten 1981 u.a. Gewebe (Leber, Niere, Magen, Fett und Herz) von an PCP-Intoxikation verstorbenen menschlichen Patienten. Die eine untersuchte Fett-Probe hatte einen PCP-Gehalt von 33,8 ppm wobei die dazugehörigen Herz und Nieren-Proben geringere Werte zeigten. Auch die übrigen Gewebe-Daten liegen durchschnittlich nur um ca. 10 % höher als die in den Fledermäusen gemessenen Spitzenwerte. Derartig hohe Rückstände weisen mit einiger Sicherheit auf eine „Behandlung“ des Quartiers mit einem PCP-haltigen Holzschutzmittel hin.

Ein anderes auch besonders im Holzschutz eingesetztes Gift, ist das Lindan. Es war in 32 von 42 Tieren nachweisbar. Bei 17 Tieren lag die Belastung zwischen 9 und 99 ppb (extr. Fett), was in etwa der Grundbelastung mit diesem Gift entsprechen könnte. Dies würde sehr gut mit den Ergebnissen in fünf von mir untersuchten Fettproben menschlicher Normalpersonen, Personen also, die nicht direkt Lindan ausgesetzt waren, übereinstimmen. Hier lagen die Werte zwischen ca. 30 und 90 ppb (bezogen auf Frischgewicht!). Alle höheren Werte, besonders die im ppm-Bereich, sind vermutlich auf direkten Kontakt mit Lindan zurückzuführen. Zieht man in Betracht, daß Lindan im Körper relativ schnell metabolisiert, in Form von Chlorphenolen ausgeschieden wird, und sich auf diese Weise bereits

nach wenigen Tagen fortwährender Lindan-Zufuhr (im Fütterungsexperiment) ein Fließgleichgewicht auf rel. niedrigem Niveau einstellt [bei ca. 50-300 ppb (extr. Fett) an Spitzmäusen] [DRESCHER-KADEN & HUTTERER (1981)], erscheint diese Annahme wahrscheinlich. Derartige subletale, d.h. nicht akut tödliche, Dosen müssen natürlich nicht ohne Folgen für die Tiere bleiben. Da es sich bei Lindan ebenso wie bei den anderen cKWS-Pestiziden, um ein starkes Nervengift handelt, kann es auch in geringerer Dosierung zu einer Wahrnehmungsveränderung, starken Kopfschmerzen und Schwindel führen. Es darf also nicht ausgeschlossen werden, daß eine in hohem Maße auf ihre Koordinationsfähigkeit (etwa bei der Jagd) angewiesene Fledermaus schon von nicht akut letalen Giftkonzentrationen schwer beeinträchtigt wird, ja sogar etwa durch mangelnden Jagderfolg oder Unfall sterben könnte. Außerdem soll nach AN DER LAN & WEITHALER (1962) eine langfristige Aufnahme nicht akut tödlicher Lindan-Dosen (hier 8 ppm täglich) bei Versuchsmäusen zu einer mehrwöchigen Fertilitätsverzögerung führen.

Bei Fledermäusen hängt der Fortpflanzungserfolg in hohem Maße von der genauen Einhaltung des Geburtstermins im Frühsommer ab. Die Jungtiere müssen rechtzeitig flugfähig sein und jagen können, um sich bis zum Beginn des Winterschlafs genügend Fettreserven anzufressen. Außerdem stehen die Mütter und bei manchen Arten (z.B. *Pipistrellus pipistrellus*) auch die Jungtiere unter dem Druck, die Wochenstuben zu verlassen, um sich zu paaren. Aus diesen Gründen ist eine Verschiebung des Geburtstermins für die Tiere vermutlich nicht ohne Folgen.

Das HCB war mit Ausnahme von drei Tieren in allen untersuchten Fledermäusen nachweisbar. Belastungen von 0,1-0,5 ppm (parts per million) waren am häufigsten zu finden. Den höchsten Wert wies ein Abendsegler mit 1,8 ppm auf.

Vom Hexachlorbenzol sind mir in den nachgewiesenen Konzentrationen keine negativen Auswir-

kungen auf Säugetiere bekannt. Da HCB (ein Saatbeizmittel) seit 1981 in der Landwirtschaft völlig verboten ist, könnte man vermuten, daß die nachweisbaren Mengen immer geringer werden. BECKER, BÜTHE & HEIDEMANN (1985) weisen jedoch darauf hin, daß gerade dieser Stoff in den von ihnen untersuchten Eiern (von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste) wieder im Ansteigen begriffen ist. Die Autoren begründen dies mit der Tatsache, daß HCB bei vielen industriellen Prozessen (z.B. bei der Produktion von PCP und anderer chlorierter Aromaten) entsteht und in die Umwelt gelangt. Auch das Beispiel HCB, das in nahezu allen Säugern und Vögeln gefunden werden konnte, zeigt, wie sich ein Schadstoff über die Nahrungskette und durch Übertragung von Mutter zu Jungtier ubiquitär ausbreiten kann.

Die durchschnittliche Belastung mit p,p'-DDE, einem Hauptabbauprodukt des DDT, ist immer noch die mengenmäßig größte aller untersuchten Rückstände. Keine andere gemessene Substanz erreichte diese Größenordnung. Die Mehrheit der Werte lag zwischen 0,1 und 1,5 ppm.

Allerdings wurden auch für die anderen Metaboliten des DDT's (o,p'-DDE und DDD) z.T. hohe Werte gemessen. Aufgrund der hohen Nachweisgrenze für diese Substanzen, waren bei kleineren Fettmengengeringer Rückstände nicht nachweisbar. Das DDT, aber besonders sein Metabolit, das DDE werden in hohem Maße im Fettgewebe gespeichert. Solange sie dort „ruhen“, sind sie für den Organismus ungefährlich. Seine Wirkung entfaltet dieses Nervengift erst, wenn es bei Aktivierung der Fettreserven in die Blutbahn gelangt. Mit einem LD 50-Wert von mehr als 250 mg/kg Ratte oral ist das DDT von geringerer akuter Toxizität als z.B. das Lindan (DDE ist viel weniger toxisch, der Umbau von DDT zu DDE stellt einen Schutzmechanismus des Körpers da). Allerdings zeigten LD 50-Tests an *Eptesicus fuscus* [LUCKENS & DAVIS (1964)], daß diese Fledermäuse 2,5 bis 10 mal empfindlicher auf DDT reagieren als Labormäuse. Eine Aufnahme von 40 ppm DDT im Futter war für alle Tiere tödlich. Dieses Ergebnis wurde von JEFFERIES (1972) an *Pipistrellus pipistrellus* bestätigt. LUCKENS konnte 1973 zeigen, daß die Empfindlichkeit der Fledermäuse gegenüber DDT mit dem Jahresrhythmus stark schwankt. So überlebte die Große Braune Fledermaus (*Eptesicus fuscus*) im Herbst wesentlich höhere Gift-Dosen als im Frühjahr. Der Autor vermutet, daß das DDT im Herbst, also in einer Jahreszeit, in der die Fledermäuse der gemäßigten Breiten Fettreserven für den bevorstehenden Winterschlaf sammeln, zum größten Teil ohne Umwege im Fett gespeichert wird. Im Frühling und Sommer dagegen scheint die aufgenommene Nahrung bevorzugt in Energie umgesetzt zu werden, wobei das Pestizid direkt in den Kreislauf gelangt und aktiv werden kann. Während des Winterschlafes (LUCKENS ließ seine mit verschiedenen Gift-Dosen gefütterten Tiere in einer Kühlkammer schlafen) schien die aktive Gift-Menge im subletalen Bereich zu bleiben. Dies begründet er mit der sehr langsamen Aktivierung der Fettreserven während des Winterschlafes. Das in geringen Mengen freiwerdende DDT würde dann etwa über DDD zu DDA metabolisiert und anschließend im Urin ausgeschieden, oder in DDE umgewandelt und erneut gespeichert. Wurden die Fledermäuse aufgeweckt, so zeigten sie akute Vergiftungserscheinungen, die

jedoch auch bei hohen Gift-Dosen (ca. 1000 ppm) sehr selten zum Ableben der Tiere führten. Nach CLARK & KRYNITSKY (1983) hingegen wird das DDE während des Winterschlafes nicht etwa langsam ausgeschieden, im Gegenteil scheint es sich in der abnehmenden Fettmenge der winterschlafenden Tiere sowohl im braunen als auch im weißen Fett zu konzentrieren. Er vermutet, daß das so konzentrierte Gift bei der Aktivierung der Fettreserven zum Ende des Winterschlafes negative Auswirkungen auf die Vitalität der Tiere haben könnte.

Beide Ergebnisse sind nicht so widersprüchlich, wie sie erscheinen mögen. Wird das in der Nahrung zugeführte DDT als solches im Fett gespeichert, so besteht bei Aktivierung die Möglichkeit, es als DDA im Urin auszuschleiden. Dagegen kann aufgenommenes DDE nur im Körperfett, über die Muttermilch oder (in geringem Maße) über den Kot aus dem Körper gelangen, da DDE nicht zu DDA umgebaut werden kann. So scheint es für eine Fledermaus nahezu unmöglich zu sein, DDE während des Winterschlafes auszuschleiden.

Ergebnisse der Analyse von fünf neugeborenen Mausohren aus Neuhaus/Pegnitz

Die ermittelten Rückstände können der Tabelle entnommen werden (*Myotis myotis* I bis V aus Neuhaus). Es zeigte sich, daß die Tiere in ihrem cKWS-Muster übereinstimmen. Auch in der Quantität waren die Werte durchaus vergleichbar. Einzig die p,p'-DDE Rückstände streuten deutlich zwischen 0,047 und 1,2 ppm.

Die Jungtiere I und V hatten Milch im Magen und waren so mit Sicherheit keine Totgeburten. Die anderen drei Tiere waren sehr klein und hatten keine Milch im Magen. Das Junge III war mit einiger Wahrscheinlichkeit eine Totgeburt oder ist gleich nach der Geburt verstorben, da die Nabelschnur noch nicht abgefallen war.

Nach CLARK & LAMONT (1976), ist die pränatale Übertragung von DDE über die Plazenta eher gering. Den weitaus größeren Teil der Rückstände scheint der Säugling über die Muttermilch aufzunehmen. Danach müßten die schon mit Muttermilch gefütterten Babies durchschnittlich höhere Rückstände an DDE aufweisen als tot geborene oder vor der ersten Fütterung verstorbene Jungtiere.

Bei den fünf untersuchten Säuglingen war eine solche Tendenz nicht erkennbar. Man muß jedoch bedenken, daß es durch unterschiedlich belastete Mütter wahrscheinlich schon in den Foeten zu sehr verschiedenen DDE-Gehalten kommen kann.

Da das Neugeborene III mit einiger Sicherheit eine Totgeburt war, kann man jedoch sagen, daß die in diesem Tier nachweisbaren Stoffe (p,p'-DDE, HCH-Isomere und HCB) mit hoher Wahrscheinlichkeit schon während der Entwicklung im Mutterleib von der Mutter über die Plazenta in den Embryo gelangt waren.

Zusätzlich zu dieser plazentalen Übertragung werden cKWS-Rückstände natürlich über die Muttermilch von den Säuglingen aufgenommen. Die schlecht abbaubaren cKWS (wie etwa DDE) reichern sich dabei im Fettgewebe der Jungen an. Fledermäuse befinden sich in dieser Beziehung in einer besonderen Situation. Da sie nämlich bis zum Erreichen der Flugfähigkeit und manchmal darüber hinaus (4-8 Wochen, je nach Spezies) ausschließlich mit Muttermilch ernährt werden, wird klar, daß sie

schon vor dem ersten Flug größere Rückstände angesammelt haben könnten. Diese im wenigen Fett der Jungtiere konzentrierten Schadstoffe könnten bei der Aktivierung der Fettreserven während der ersten Flüge in den Kreislauf und damit zum Gehirn gelangen und so das Tier schädigen. Einen solchen Fall beschreiben GELUSO & ALTENBACH (1976). Bei den betroffenen Exemplaren handelte es sich um Jungtiere von *Tadarida brasiliensis*, die vor ihrem ersten, sehr weiten Flug ebenfalls ausschließlich mit stark mit DDE belasteter Muttermilch ernährt worden waren. Das freiwerdende DDE wirkte als Nervengift und führte bei zwei Tieren nachweislich sogar zum Tode. Vorher traten die typischen Vergiftungserscheinungen auf, die man schon von Fütterungsversuchen mit DDE kannte. In den Gehirnen der so verstorbenen Fledermäuse lag der DDE-Gehalt (bezogen auf das Frischgewicht) bei 260 ppm, bzw. bei 330 ppm. Nach Untersuchungen von CLARK & KROLL (1977) lagen die letalen DDE-Konzentrationen im Gehirn von acht Exemplaren (*Tadarida brasiliensis*) zwischen 483 ppm und 558 ppm.

Die in dieser Untersuchung gemessenen Rückstände liegen durchschnittlich niedriger als die in anderen deutschen Fledermäusen gefundenen und methodisch vergleichbar ermittelten Werte [DRESCHER-KADEN & HUTTERER (1981) und BRAUN (1985)]. Dies gilt besonders für die p,p'-DDE-Rückstände. Gerade diese liegen aber auch bei den von mir untersuchten Fledermäusen durchschnittlich höher als bei anderen insektivoren und besonders herbivoren Kleinsäufern [DRESCHER-KADEN & HUTTERER (1981)]. Auch die HCB-Werte sind erhöht, was übrigens auch für die vier von diesen Autoren untersuchten Zwergfledermäuse gilt.

Die Lindan-Rückstände streuen bei allen mir bekannten Untersuchungen stark. Neben nicht oder nur schwach belasteten Tieren, lassen sich zuweilen Exemplare mit sehr hohen Werten finden. Aufgrund der schnellen Metabolisierung des Lindans bei Aufnahme nicht akut tödlicher Dosen kann man annehmen, daß derart hoch belastete Fledermäuse an Lindanvergiftung verstorben sind. Von den hier untersuchten Tieren wies keines einen derartig hohen Wert (mehrere 100 ppm) auf.

Es darf angenommen werden, daß die in dieser Untersuchung analysierten 42 Fledermäuse in etwa den durchschnittlichen Belastungsgrad der Tiere des Untersuchungsgebietes zeigen. Vom Mittelwert stark nach oben abweichende Ergebnisse blieben selten. Die nachweisbaren Todesursachen waren zudem in der überwiegenden Zahl der Fälle Gewaltanwendung (Autounfälle, Katzen, Frosteinwirkung im Winterquartier, etc.).

Da der überwiegende Teil der analysierten Exemplare aus dem fränkischen Raum und den angrenzenden Gebieten der Oberpfalz und Baden-Württembergs stammt, liegt der Schluß nahe, daß dieses Gebiet in geringerem Umfang mit cKWS-Pestiziden belastet ist als die übrigen Gebiete, aus denen bisher Daten zur Verfügung stehen. Inwieweit dieser Umstand mit der Tatsache in Verbindung zu bringen ist, daß gerade diese Gebiete der Bundesrepublik zu den letzten Refugien vom Aussterben bedrohter Fledermausarten geworden sind, kann nur vermutet werden. Hier spielen sicherlich sehr viele andere Faktoren eine Rolle. Z.B. scheint die unterschiedliche Biologie der einzelnen Arten eine wesentliche Rolle für die Durchschlagskraft gerade

der negativen Effekte subletaler Pestizidbelastung (z.B. Fertilitätsstörung) zu spielen. Die sehr anpassungsfähige Zwergfledermaus ist – obwohl sie genauso, wenn nicht sogar stärker als andere durch Pestizide (Holzschutzmittel!) gefährdet ist – keine seltene Art. Dies mag neben ihrer Flexibilität in der Quartier- und Jagdbiotopwahl auch an der für Fledermäuse hohen Reproduktionsrate liegen. Pestizid-bedingte Verluste spielen bei dieser Art vielleicht eine geringere Rolle, da sie nicht durch andere bestandsmindernde Faktoren verstärkt werden. Anders ist die Situation bei Fledermausarten, die sowohl sehr differenzierte Biotop-Ansprüche, als auch eine von vorne herein geringere Reproduktionsrate haben. Wird der Lebensraum zerstört, so ist die geschwächte Population nun in besonderem Maße von den die Fertilität störenden Effekten der Pestizide bedroht.

Daß die Belastung auch der hier untersuchten Fledermäuse z.T. höher ist als die anderer (auch insektivorer) Kleinsäuger könnte mehrere Ursachen haben. Die wichtigste scheint mir die sehr hohe Lebenserwartung der Tiere (besonders im Vergleich zu den kurzlebigen Spitzmäusen) zu sein. Ein schwer abbaubarer und schwer auszuscheidender cKohlenwasserstoff wird schon als Embryo und als Säugling mit der Muttermilch aufgenommen, kann sich über lange Jahre anreichern und während des Winterschlafes im Restfett konzentrieren. Dafür würde auch sprechen, daß es besonders die Rückstands-Werte des persistierenden DDEs (und auch der Polychlorierten Biphenyle) sind, die die Fledermäuse von anderen Kleinsäufern unterscheiden. Mit Lindan sind Fledermäuse durchschnittlich nicht höher belastet als andere Kleinsäuger. Höhere Belastungen mit diesem Stoff, aber auch mit PCP, kommen von direktem Kontakt mit behandeltem Holz in Fledermausquartieren. Durch das Verbot des PCPs für Innenräume und die stark eingeschränkte Lindananwendung (was alles natürlich auch im Interesse der menschlichen Gesundheit sein sollte) bleibt zu hoffen, daß sich die Fälle von Holzschutzmittelvergiftung bei Fledermäusen reduzieren.

4. Danksagung

Mein herzlicher Dank für Anregung, Diskussion und Korrektur gilt Herrn Professor v. Helversen und Herrn Johannes Müller (Arbeitsmedizinisches Institut, Erlangen) für die großartige Unterstützung auf chemisch-analytischer Seite.

Vielen Dank auch allen Fledermaus-Freunden, die mir Tiere für die Analyse zur Verfügung stellten.

5. Zusammenfassung

42 Fledermäuse aus dem süddeutschen Raum wurden auf Rückstände von cKWS-Pestiziden hin untersucht. In 18 Tieren wurde der Pentachlorphenol (PCP)-Gehalt bestimmt.

Die Ergebnisse zeigen, daß die untersuchten Tiere im Durchschnitt weniger belastet sind als die von anderen Autoren analysierten einheimischen Fledermäuse [BRAUN (1985), DRESCHER-KADEN & HUTTERER (1981)]. Jedoch liegen auch die hier ermittelten Rückstands-Werte im allgemeinen über den in herbivoren und insektivoren Kleinsäufern gemessenen [DRESCHER-KADEN & HUTTERER (1981)].

Es konnte gezeigt werden, daß auch neugeborene Tiere schon mit dKWS belastet sind, diese also die Plazenta-Schranke durchdringen und auf diese Weise in den Embryo gelangen können. In 6 der 18 Fledermaus-Proben konnte PCP nachgewiesen werden. Bei zwei Tieren lagen die Werte dabei nur um ca. 10 % niedriger als die von GRIMM et al. (1981) gemessene PCP-Belastung von Organen an PCP-Intoxikation verstorbener Patienten.

6. Literatur

- AN DER LAN, H. & WEITHALER, K. (1962): Untersuchungen zur warmblütertoxischen Wirkung minimaler Lindan-Mengen, gleichzeitig ein Beitrag zur Frage der in Nahrungsmitteln tolerierbaren Insektizidrückstände. – Angew. Parasitol. 3: 74.
- BECKER, P. H., BÜTHE, A. & HEIDEMANN, W. (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. – J. Orn. 126: 29-51.
- BRAUN, M. (1985): Rückstandsanalysen bei Fledermäusen. – Z. Säugetierkunde 51: 212-217.
- CLARK, D. R. & KROLL, J. C. (1977): Effects of DDE on Experimentally Poisoned Free-Tailed Bats (*Tadarida brasiliensis*): Lethal Brain Concentrations. – J. Toxicol. Environ. Health 3(5-6): 367-374.
- CLARK, D. R. & KRYNITSKY, A. J. (1983): DDE in Brown and White Fat of Hibernating Bats. – Environ. Pollut. Ser. A 31: 287-299.
- CLARK, D. R. & LAMONT, T. G. (1976): organochlorine Residues in Female and Nursing Young of the Big Brown Bat (*Eptesicus fuscus*). – Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 214-220.
- DRESCHER-KADEN, U. & HUTTERER, R. (1981): Rückstände an Organochlorverbindungen (CKW) in Kleinsäugetern verschiedener Lebensweise – Untersuchungen an Wildfängen und Fütterungsversuche. – Ökol. Vögel 3 Sonderheft: 127-142.
- FABER, R. A. & HICKEY, J. J. (1973): Eggshell Thinning, Chlorinated Hydrocarbons, and Mercury in Inland Aquatic Bird Eggs 1969 and 1970. – Pestic. Monit. J. 7: 27-36.

- FOX, G. A. (1976): Eggshell Quality: Its Ecological and Physiological Significance in a DDE- Contaminated Common Tern Population. – Wilson Bull. 88: 459-477.
- GELUSO, K. N. & ALTENBACH, J. S. (1976): Bat Mortality: Pesticide Poisoning and Migratory Stress. – Science 149: 184-186.
- GRIMM, H. G., SCHELLMANN, B., SCHALLER, K. H. & GOSSLER, K. (1981): Pentachlorphenolkonzentrationen in Geweben und Körperflüssigkeiten von Normalpersonen. – Zbl. Bakt. Hyg., 1. Abt. Orig. B 174: 77-90.
- JEFFERIES, D. J. (1972): Organochlorine Insecticide Residues in British Bats and Their Significance. – J. Zool; London 166: 245-263.
- LUCKENS, M. M. (1973): Seasonal Changes in the Sensitivity of Bats to DDT, in W. B. DEICHMANN, ed. Pesticides and the Environment: A Continuing Controversy. – International Medical Book Corp., New York: 63-75.
- LUCKENS, M. M. & DAVIS, W. H. (1964): Bats: Sensitivity to DDT. – Science 146: 948.
- RATCLIFFE, D. A. (1967): Decrease of Eggshell Weight in Certain Birds of Prey. – Nature 215: 208-210.

Anschrift der Verfasserin:

Bettina Krug
Institut für Zoologie
der Universität Erlangen-Nürnberg
Lehrstuhl II
Staudtstraße 5
8520 Erlangen

Palökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Rachelsee

Joanna Z. Kadlubowska u. Günther Michler

Inhaltsverzeichnis:	Seite
1. Einleitung	239
1.1 Problemstellung	239
1.2 Kenntnisstand	239
1.3 Kernentnahme und Untersuchungsmethoden	240
1.4 Untersuchungsgebiet	240
1.5 Verprobung und Laborarbeiten	242
2. Ergebnisse	242
2.1 Limnologische Charakteristika des Rachelsees	242
2.2 Allgemeine Charakterisierung des Sediments	243
2.3 Glühverlust	243
2.4 Karbonatgehalt	244
2.5 Stickstoff und Phosphor	244
2.6 Erdalkali- und Schwermetalle	245
2.6.1 Calcium und Magnesium	245
2.6.2 Aluminium	246
2.6.3 Schwermetalle	246
Eisen und Mangan	
Kupfer	
Nickel	
Blei und Cadmium	
Zink	
2.7 Altersdatierung	250
2.8 Beziehung Wasserkörper – Sediment – Umgebung	250
2.9 Palökologische Ergebnisse	250
3. Diatomeenanalyse	252
Tabelle 4: %-Anteil der Individuenzahl der Arten	253
Tabelle 5: Diatomeentaxa, die in den Präparaten mit großer Individuenzahl vorkommen	254
Tabelle 6: Diatomeentaxa, die nur einzeln vorkommen	258
4. Zusammenfassung	253
Summary	254
5. Danksagung	254
6. Literaturverzeichnis	259

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Zahlreiche sedimentologische Arbeiten an Sedimentbohrkernen unserer Seen haben gezeigt, daß sich die nacheiszeitliche Seenentwicklung unter dem Einfluß geologischer, hydrologischer und klimatischer Veränderungen in der Zusammensetzung der Sedimente auf charakteristische Weise abzeichnet (ZÜLLIG 1956). Die Sedimentschichten können daher als „Dokumente“ dieser Veränderungen aufgefaßt werden (MÜLLER et al. 1977). Auch ökologische Veränderungen im Einzugsgebiet und – darüber hinaus – im regionalen und sogar globalen Bereich (z.B. klimatischer Art) können sich im Seesediment niederschlagen. In neuerer Zeit findet zunehmend Interesse, inwieweit sich zivilisatorische Einflüsse in den Seesedimenten verfolgen lassen.

Ziel dieses Beitrages ist es, neben den natürlichen Sedimentationsbedingungen auch die anthropogenen Einflüsse in ihrer zeitlichen Abfolge im See-einzugsgebiet kennenzulernen.

Der Rachelsee (Abb. 1) gehört zu den Seen Bayerns mit geringen direkten menschlichen Eingriffen – in früherer Zeit wegen seiner unzugänglichen Lage und in jüngerer Zeit wegen des Nutzungsverbot innerhalb des Nationalparks. Er bietet daher die Möglichkeit, den anthropogen verursachten Eintrag von Schadstoffen über die Atmosphäre abzuschätzen. Gleichzeitig soll anhand einer Analyse

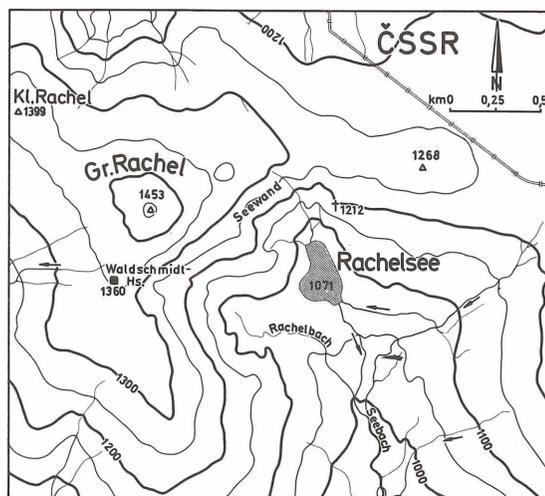


Abbildung 1

Der Rachelsee, einer der sieben noch nicht verlandeten, glazial geformten Karseen des Bayer. Waldes/Böhmerwaldes

der Diatomeen im Sediment exemplarisch die pH-Geschichte von ungepufferten Seen deutscher Mittelgebirge rekonstruiert werden.

1.2 Kenntnisstand

Da ein See und sein Sediment in vieler Hinsicht Spiegel des Einzugsgebietes sind, ist die Kenntnis

der geologischen, morphologischen, hydrologischen, klimatischen und biotischen Gegebenheiten eine wichtige Voraussetzung.

Der Nationalpark Bayerischer Wald wurde 1969 u.a. mit dem Auftrag an die Wissenschaft gegründet, in seinem Gebiet Forschung zu betreiben. Dank zahlreicher Forschungsarbeiten im Nationalparkgebiet steht mittlerweile eine umfangreiche Literatur zur Verfügung, u.a. die Veröffentlichungen des Nationalparkamtes (HAUNER 1980, NOACK 1979, PETERMANN u. SEIBERT 1979, ELLING et al. 1979). Mehrere naturwissenschaftliche Diplom-Arbeiten lieferten ebenfalls wertvolle Erkenntnisse (z.B. HECKER 1982 – Forstwissenschaften). Die jüngere Sedimentgeschichte des Rachelsees wurde im Rahmen einer Diplomarbeit an der Fachhochschule München anhand eines 60 cm langen Bohrkerns untersucht (NIRSCHL 1983). Ein Teil der Untersuchungen von 2 Bohrkernen aus dem Rachelsee durch das Geographische Institut München führte ebenfalls zu einer Diplomarbeit (ROSENBERGER 1985).

1.3 Kernentnahme und Untersuchungsmethoden

Die vier Sedimentkerne wurden im Oktober 1983 mit einem modifizierten Großrammkolbenlot (ZÜLLIG 1956) entnommen. Als Rammlot diente ein 6 m langes Stahlrohr, in dem als Sedimentbehälter ein ebensolanges PVC-Rohr von 36 mm Weite eingeschlossen war.

Die PVC-Rohre wurden anschließend im Labor aufgeschnitten und cm-weise verprobt. Das Untersuchungsprogramm umfaßte die Bestimmung des Wassergehaltes, des Glühverlustes, des Karbonat-, Phosphat- und Stickstoffgehaltes. Von Kern 3 wurden außerdem Königswasseraufschlüsse für Schwermetallanalysen sowie Aufschlüsse für die Pollenanalyse (Acetolyse und HF-Aufschluß) durchgeführt.

1.4 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Hochlagenbereich des Inneren Bayerischen Waldes, innerhalb des Nationalparks „Bayerischer Wald“ nahe der Staatsgrenze zur Tschechoslowakei. Der 3,74 ha große Rachelsee liegt hier in 1071 m ü. NN in der NO-Ecke des 1969 geschaffenen ersten deutschen Nationalparks. Er hat ein Einzugsgebiet von ca. 2 km² und eine maximale Wassertiefe von 13,5 m. Der Rachelsee ist – genetisch gesehen – ein eiszeitlich geformter Karssee, der talwärts zusätzlich durch einen Moränenwall aufgestaut ist. Entsprechend ist sein Seebecken gegliedert in die hintere, tiefere Karmulde, die von der 300 m aufragenden Karwand begrenzt wird, und den vorderen, flachen Zungenteil.

Wie auch die anderen höchsten Erhebungen des Bayerischen Waldes war auch der Rachel (1453 m) im Würm-Glazial vergletschert. Dabei war der Rachelsee-Gletscher einer der Gletscherströme, die vom Rachel ausgingen. Er setzte sich aus zwei Teilgletschern zusammen. Der östliche Eisstrom kam aus der Rachelseewand und schürfte das Rachelseebecken aus, der westliche Strom kam aus dem Kar östlich des heutigen Waldschmidthauses. Dieser bildete den „Alten See“ und den „Stausee“, die beide heute vermoort sind (HAUNER 1980).

Als Beweis dafür, daß sich beide Gletscherströme zu einer gemeinsamen Zunge vereinigt haben, gilt die unterste, in ca 810 m ü. NN und rd. 1400 m vom Abfluß des Seebaches aus dem Rachelsee talwärts gelegene Endmoräne. Ihre durchgehende Wallform ist noch deutlich erkennbar. Sie setzt sich in der linken äußeren, 15-20 m hohen Seitenmoräne fort. Innerhalb dieses äußeren Moränenkranzes, der den weitesten Gletschervorstoß markiert, sind – während kurzer Unterbrechungen des Abschmelzvorganges – in dichter Folge Stadialmoränen entstanden.

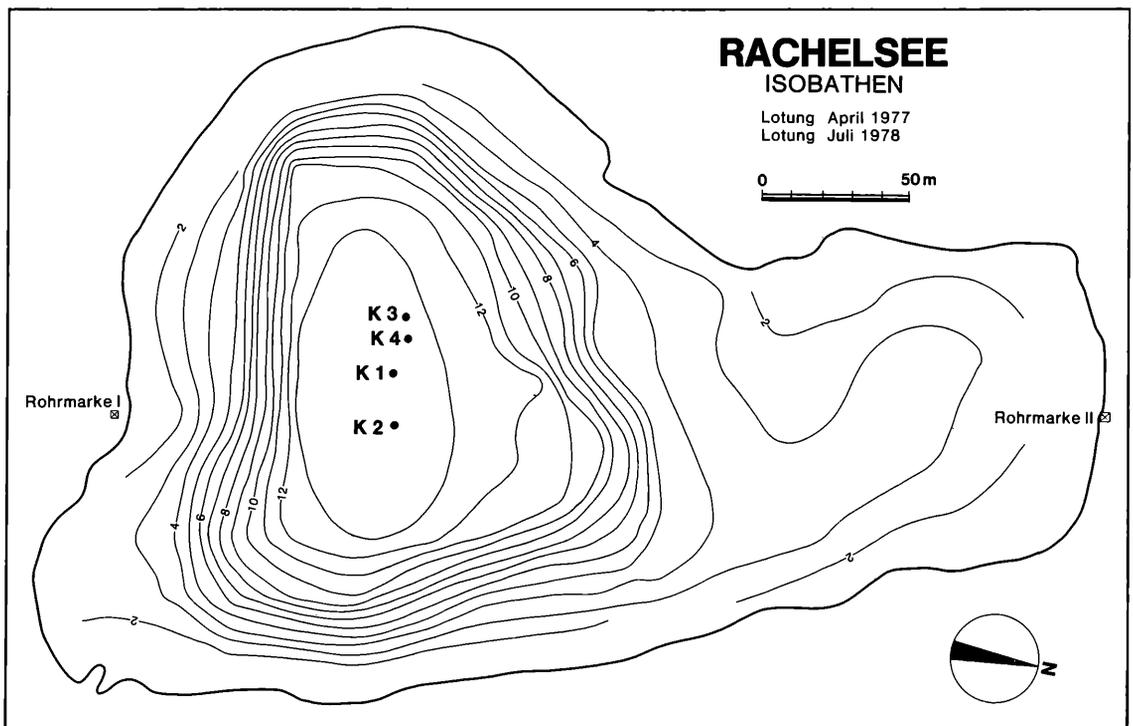


Abbildung 2

Vereinfachte Isobathenkarte des Rachelsees mit den Kernentnahmestellen K 1 bis K 4

Rachelsee

1285 m

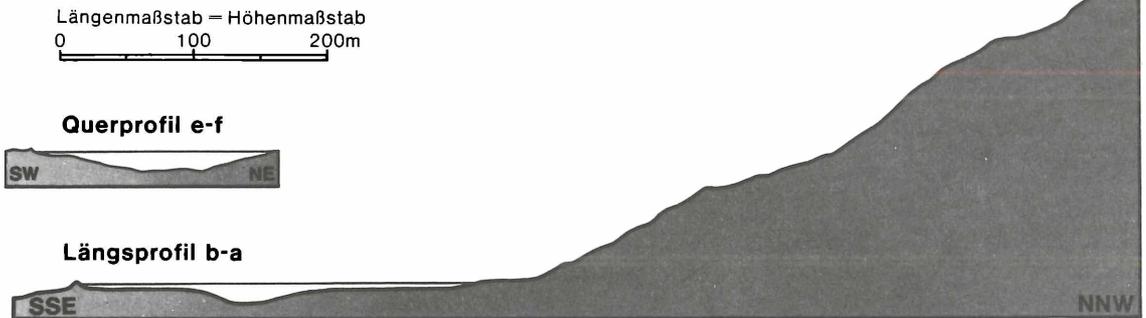


Abbildung 3

Profil durch das Karbecken des Rachelsee, der im SSE zusätzlich durch eine Moräne abgedämmt wird.

Während eines späteren Rückzugsstadiums zerfiel der Gletscher wieder in zwei Zungen; die östliche davon schuf bei ihrem Abschmelzen das vordere Moränenbecken des Rachelsees. Den Beweis für diesen Zerfall in zwei Zungen bildet die Mittelmoräne zwischen den Teilgletschern, die im Gelände gut erkennbar ist (ELLING et al. 1979).

Das ca. 2 km² große Einzugsgebiet des Rachelsees ist vorwiegend aus Graniten und Gneisen sowie deren Verwitterungsprodukten aufgebaut (= kristallines Einzugsgebiet). Das Klima gilt allgemein als rau („Drei Vierteljahr Winter, ein Vierteljahr kalt“), rauher als es der Höhenlage entspräche. Die Ursache für den mehr oder weniger großen Schneereichum (in den Kammlagen bis zu 3 m) liegt in der pendelnden Grenzlage zwischen den maritimen und kontinentalen Einflüssen. Im Sommer liegt das Gebiet häufig im Stau der von Westen auflaufenden Fronten und wird zusätzlich durch Vb-Wetterlagen mit Niederschlag versorgt.

Aus diesem Großklima gliedern sich klimatische Kleinformen heraus, die sich aus den unterschiedlichen Geländeformen und Expositionsunterschieden im Höhenbereich zwischen 700 und 1450 m ergeben. Eine Gliederung der „Kleinklimazonen“ über die natürliche Waldgesellschaft zeigt NOACK 1979:

Die Nordgrenze des Einzugsgebietes des Rachelsees ist Teil der Wasserscheide zwischen Donau (Kleine Ohe) und Elbe (Moldau). Die Bäche haben meist kein ausgeglichenes Gefälle. Im ehemals glazialen Nährgebiet zeigen die Bäche mehr ein konkaves, im Zehrgebiet mehr ein konvexes Profil.

Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt erfolgten im Laufe des 19. Jh. durch die Anlage zahlreicher Triftkanäle und Schwellwerke. nach LEYHÄUSER (HAUNER 1980) fällt die Errichtung des Rachelseeschwellwerkes, das eine Seespiegelanhebung um 1 m brachte, in das Jahr 1835. Bis 1874 kamen noch einige Schwell- und Triftkanäle hinzu, doch bereits Anfang des 20. Jh. hat das Holztriftsystem seine Bedeutung verloren.

Der Rachelsee selbst wird permanent durch 2 Bäche gespeist, die im Bereich der Seewand einmünden. Nach stärkeren Regenfällen erhält er zusätzlich Wasser aus mehreren kleinen Rinnen rund um den See und aus 2 ehemaligen Triftkanälen, von denen der eine am westlichen Ufer, der andere am südöstlichen Ufer einmündet. Die Entwässerung erfolgt über den Seebach (ROSENBERGER 1983). Die unterirdische Speisung spielt wegen der geringen Grundwasserspeicherkapazität des Gesteinsuntergrundes eine untergeordnete Rolle (BAUBERGER 1977).

Tabelle 1

Vegetation in den verschiedenen Höhenstufen (aus NOACK, E.-M., 1979, S. 17).

	Geländegliederung	Weiser-Vegetation	Landschaftselement
1500 m			
1400 m		Latschen, Spirken, Wollgras	Hochmoor
1300 m	BERGFICHTENWALDREGION	Vogelbeere, Bärlapp, Soldanelle	Blockfeld
	Hochlage	18 %	
1200 m	<hr/>		
1100 m	Obere Hanglage	33 %	Karsee
1000 m	BERGMISCHWALDREGION	Weißtanne, Rotbuche, Fichte, Ahorn, Ulme, Esche	
900 m	<hr/>		
	Untere Hanglage	28 %	Bergbach
800 m	<hr/>		
700 m	AUFICHTENWALDREGION	Birke, Erle, Torfmoose Preiselbeere	Moor
	Tallage 21 %		

Tabelle 2**Übersicht der klimatischen Höhenstufen** aus PETERMANN et al. (1979, S. 14)

Höhenstufe	Höhenbereich mNN	Jahresmittel der Luft- temperatur Grad C	Spätfrost- gefahr (Art der Fröste)	Jahressumme des Nieder- schlages	Nebelnieder- schlag	Mittlere Schneedeck- zeit
Hochlage	Untergrenze bei 1060- 1250 m	3,0-4,5° C	gering (Strahlung + Advektion)	ca. 1300- 1800 mm	bedeutend	ca. 7 Monate
Obere Hanglage	Obergrenze zwischen 1060 m und 1250 m Untergrenze 900 m	4,5-5,5° C	gering (Advektion)	ca. 1200- 1500 mm	nach oben zunehmend	ca. 5-6 Monate
Untere Hanglage	Obergrenze 900 m Untergrenze 690-900 m	5,5-6,5° C	gering (Strahlung + Advektion)	ca. 1100- 1400 mm	unbedeutend	ca. 5 Monate
Tallage mit nächtlichem Kaltluftstau	Flache Zone von 10-40 m Mächtigkeit über der Tal- sohle. Obergrenze zwischen 690 u. 1120 m	im unteren Bereich 5,0-6,0° C in höheren Lagen weniger.	groß (Strahlung)	ca. 1100- 1300 mm	unbedeutend	ca. 5-6 Monate

1.5 Verprobung und Laborarbeiten

Wegen der Länge des gesamten Bohrgestänges (7,2 m) konnte das Sedimentrohr nach dem Hochziehen vom Seeboden nicht in senkrechter Position belassen, sondern mußte in die Horizontale gekippt werden. Dadurch werden bei dieser Entnahmemethode leider die oberflächennahen Sedimentschichten je nach Wassergehalt mehr oder weniger verspült. Andererseits läßt sich nur mit dieser Methode der Einsatz eines 8-9 m hohen „Bohrturmes“ vermeiden, der jede Bohraktion zu einem aufwendigen und teuren Unternehmen machen würde.

Die in einem PVC-Rohr von 3,6 cm Durchmesser eingeschlossenen Sedimentkerne wurden im Labor aufgeschnitten und der Länge nach im Querschnitt halbiert. Kern 3 wurde bis zu einer Tiefe von 247 cm im 2cm-Abstand verprobt, der Rest bis 290 cm in 1cm-Abständen, Kern 4 bis 92 cm im 1cm-Abstand, der Rest bis 349 cm in 2cm-Abständen (ROSENBERGER 1983).

Zur Bestimmung des Wassergehaltes wurde über die gesamte Länge von Kern 3 jede 6. Naßprobe in ein Schälchen gefüllt, abgewogen und über Nacht bei 105°C getrocknet. Nach erneutem Wiegen der getrockneten Proben wurde der Wassergehalt in % des Naßgewichtes ermittelt.

Der Gehalt der organischen Substanz wird in der Regel pauschaliert durch den Glühverlust ausgedrückt. Hierzu wurden sämtliche Proben zunächst gemörsert, dann im Muffelofen 1 Stunde lang bei 450°C geglüht. Der dabei auftretende Glühverlust (der verbrannte organische Anteil der Probe) wird in % der Einwaage angegeben.

Bei der Karbonatbestimmung nach Scheibler wird die Zersetzung kohlensaurer Salze mit Salzsäure unter Entstehung von CO₂ quantitativ manometrisch gemessen. Bei Kern 3 wurde der Karbonat-

gehalt an 16 Proben, bei Kern 4 an 15 Proben – verteilt über die gesamte Kernlänge – bestimmt.

Der Stickstoffgehalt wurde an Kern 3 aus 14 Proben nach Kieldahl bestimmt. Der Phosphatgehalt von 8 Proben aus Kern 3 und 12 Proben aus Kern 4 wurde nach der Extraktionsmethode und Zugabe von Molybdatreagenz photometrisch gemessen.

Zur Bestimmung der Metallkonzentrationen im Sediment wurde die Flammenphotometrie und die Atomabsorptionsspektrometrie eingesetzt. Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein der nachzuweisenden Elemente in einer löslichen Form. Hierzu wurden ca. 150 mg Substrat mit 10 ml Königswasser und 1 ml Perhydrol versetzt und in Quarzröhrchen ca. 15 min. auf Siedetemperatur (ca. 200°C) gekocht. Die Aufschlußflüssigkeit wurde abfiltriert und mit aqua bidest. auf 100 ml aufgefüllt. Insgesamt wurden 113 Proben – verteilt auf die ganze Kernlänge von K 3 – aufgeschlossen.

Um Pollen auszählen zu können, muß man diese erst aus dem Substrat herauslösen. Da Pollen – eine „Laune der Natur“ – nahezu allen scharfen chemischen Agentien widerstehen, kann mit Essigsäureanhydrid und Schwefelsäure das störende Substrat entfernt werden. Bei Anwesenheit von viel silikatreichem Material (wie im Rachelsee-Sediment) muß dieses noch durch Flußsäure (HF) entfernt werden.

2. Ergebnisse

2.1 Limnologische Charakteristika des Rachelsees

Basierend auf einer Klassifikation von MÖLLER (1955), der die Grund- und Oberflächengewässer Süddeutschlands hinsichtlich der Konzentration der gelösten Substanzen betrachtet hat, sind die Kar-

seen des Bayerischen Waldes und ihre Gegenstücke auf der tschechischen Seite (Teufelssee, Schwarzer See) als „nährstoffarme Braunwasserseen“ anzusprechen, d.h. sie sind „dystrophe Seen“ mit niedrigen pH-Werten, einer braunen Farbe des Seewassers, Nährstoffarmut und einem Abdampfdruckstand kleiner 50 mg/l (MÖLLER 1955).

Mit einem pH-Wert um 4,5 zählt der Rachelsee zu den sauren Oberflächengewässern. Die hohe Konzentration an Wasserstoffionen ist das Ergebnis komplexer Wechselwirkungen zwischen Niederschlag und Kalkarmut des Einzugsgebietes. So weisen alle Quellen am Osthang des Großen Rachel einen sauren pH-Wert auf (bis pH 3,9 nach BAUBERGER 1977).

Die Sichttiefe in stark versauerten Gewässern wie dem Rachelsee ist – sofern sie nicht sehr humushaltig sind – stark erhöht (10-12 m) und erweckt den Eindruck eines sehr sauberen (wenngleich fast toten) Gewässers.

2.2 Allgemeine Charakterisierung des Sediments

Die Sedimentkerne 3 u. 4 aus dem Rachelsee (die Kerne 1 u. 2 wurden – da kürzer – nicht untersucht) lassen sich grob in zwei Abschnitte gliedern:

- Von der Sedimentoberfläche bis ca. 180 cm Tiefe ist das Sediment schwarzbraun, sehr plastisch und hat einen hohen organischen Anteil.
- Nach einem relativ kurzen Übergangsbereich ist das Sediment graubraun und stark tonig (geringer organischer Anteil), feinkörnig und ziemlich fest.

Das oberflächennahe Sediment weist einen schwachen Schwefelwasserstoffgeruch auf.

Die Sedimente des Schwarzen Sees auf der böhmischen Seite wurden 1930 von REISSINGER untersucht und als „Schwarzer Schlamm“ (oben) bzw. „Grauschlamm“ (unten) bezeichnet. Nach HELLMANN (1970) sollte Schlamm noch nicht als Sediment bezeichnet werden. Schlamm wird erst nach weiteren Umbildungen (die je nach Sauerstoffangebot verschieden ablaufen) zum Sediment. Nach dem von MERKT (1971) vorgeschlagenen Bestimmungsschlüssel für limnische Sedimente lassen sich beide Kerne etwa folgendermaßen gliedern:

0-180 cm Limnohumit	
0-10 cm Limnopsephohumit	unzersetzte Nadeln u. Blätter
10-180 cm Grobdetritusmudde	
Feindetritusmudde	fein, schwarz
Sapropel	schmierig, H ₂ S
180-240 cm Übergangsbereich	scharz-braun
ab 240 cm Limnominerit	Seeton, Seeschluff grau-braun

Von der Sedimentoberfläche bis ca. 200 cm Tiefe ist der Wassergehalt des Sediments mit 85-90 % ungewöhnlich hoch. Dadurch ist möglicherweise ständig Kontakt des Sedimentwassers mit dem Profundalwasser gegeben. Im übrigen bedeutet dies, daß in diesem Bereich für Analysezwecke nur eine geringe Menge festen Substrates zur Verfügung steht. Von etwa 240 cm bis zum Kernende schwankt der Wassergehalt zwischen 30-40 %.

Zwischen Wassergehalt und Glühverlust besteht eine enge Beziehung. Je organischer das Sediment, desto höher ist der Wassergehalt (vgl. Abb. 4).

2.3 Glühverlust

Der Verlauf der Glühverlustkurve (Abb. 5 u. 6) ist bei beiden Kernen sehr ähnlich. Von der Basis, dem Kernende, bis ca. 210 cm überwiegt deutlich der mineralische Anteil, der Glühverlust schwankt zwischen 2 und 10 %. Dieser Bereich ist der „Ältesten Dryas“ im Spätglazial zuzuordnen. Die Durchschnittstemperaturen lagen damals um 7-10 °C niedriger als heute. Das nahezu vegetationsfreie, durch die Arbeit des Eises schuttbedeckte Gelände lieferte viel anorganischen Eintrag in den See (Schwebstoff). Die Zunahme der organischen Substanz ab 210 cm dürfte auf die Erwärmungsphase des Bölling zurückzuführen sein. Die „Ältere Dryas“ oder Tundrenzeit mit ihrem subarktischen Klima macht sich in einer neuerlichen Zunahme des mineralischen Sedimentanteils bemerkbar, der bei Kern 3 (zwischen 200 cm und 190 cm) stärker ausgeprägt ist als bei Kern 4 (zwischen 190 und 180 cm). Von da an nimmt der Glühverlust (= organ. Anteil) wieder zu, bedingt durch die Alleröd-Zeit mit ihren gemäßigten subarktischen Klimaverhältnissen. Nach FIRBAS (1949/52) lag das Julimitel der Temperatur um 4 °C niedriger als heute. Eine erneute Verringerung des organischen Anteils (in Kern 3 zwischen 180 und 160 cm, in Kern 4 zwischen 170 und 165 cm) erfolgte in der „Jüngeren Dryas“, dem letzten Kälterückschlag des Spätglazials. Die Waldgrenze sank um 400-500 m gegenüber dem Alleröd. Im Anschluß daran erfolgt eine stetige Zunahme des Glühverlustes während des Präboreals hin zum Boreal, der postglazialen „Frühen Wärmezeit“.

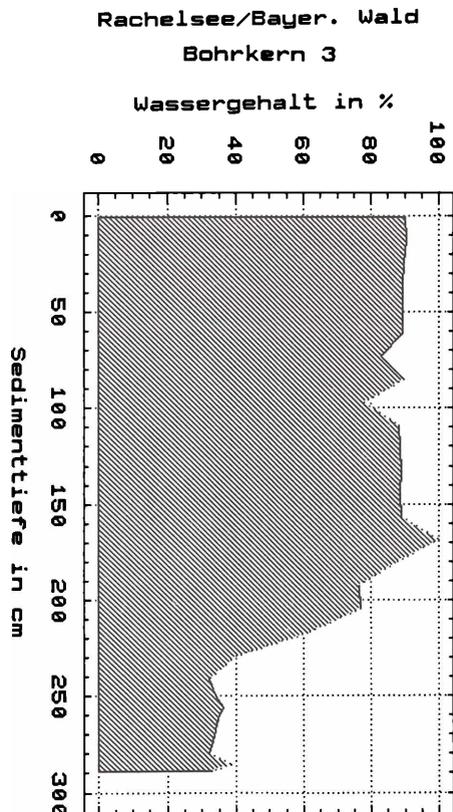


Abbildung 4
Wassergehalt im Sedimentkern 3

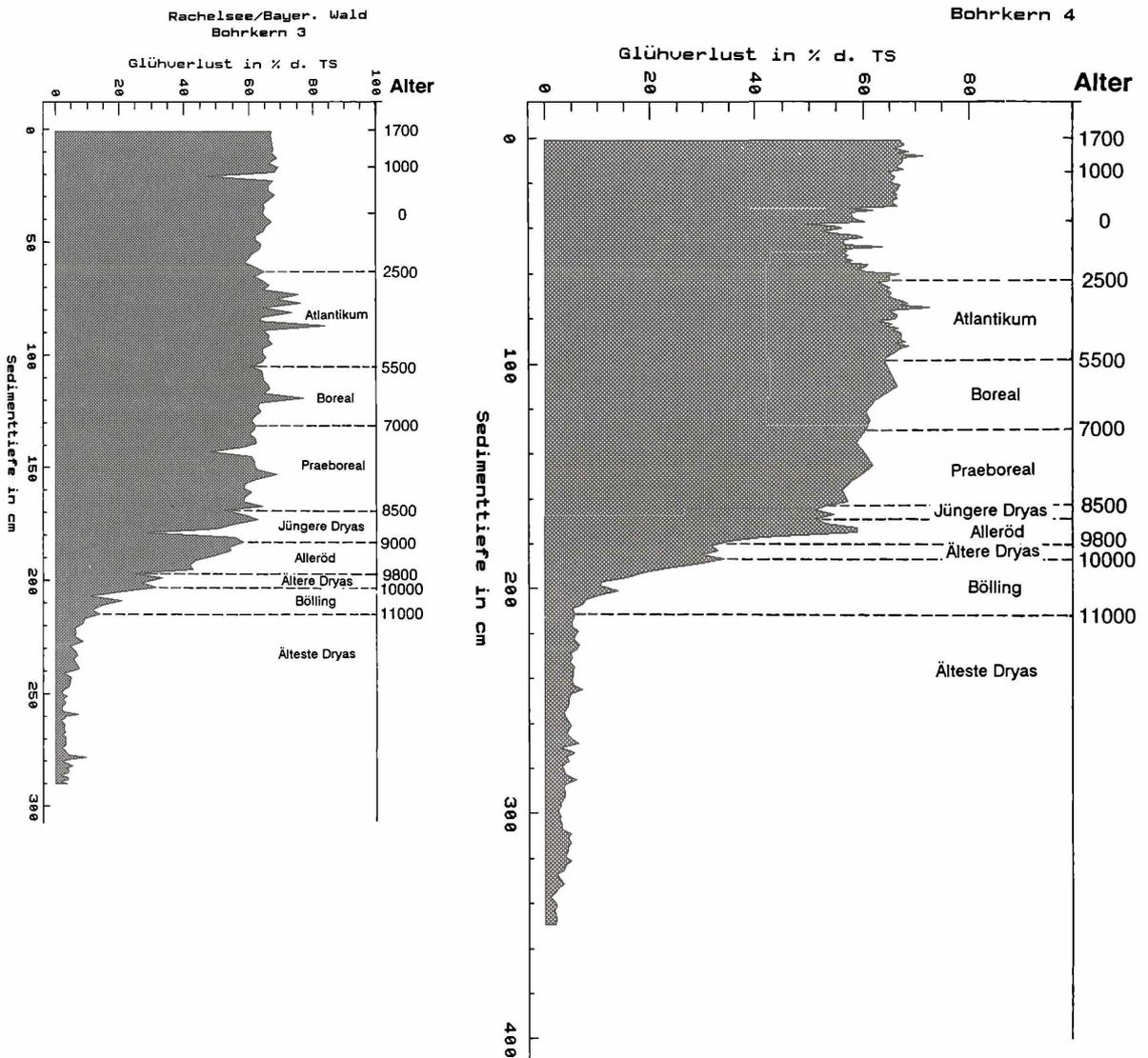


Abbildung 5 u. 6

Glühverlust (entspricht ca. dem Gehalt an organischer Substanz) von Kern 3 und 4 mit Angabe der ungefähren Sedimentalter

Vereinzelte Minimumwerte, die in praeborealen und borealen Schichten auftreten, sind möglicherweise durch Rutschungen oder besondere Abflußereignisse zu erklären. Bis zum Höhepunkt der postglazialen Wärmezeit, dem Atlantikum, steigt der organische Anteil (100-65 cm) bis zu 80 % an. Zur Sedimentoberfläche hin nimmt der Glühverlust wieder etwas ab und pendelt sich auf Werte zwischen 65 und 70 % ein.

2.4 Karbonatgehalt

Die Karbonatbestimmung nach SCHEIBLER brachte für die beiden Kerne trotz Wiederholung der Analysen recht unterschiedliche Ergebnisse. Da neben CO₂-Entwicklung auch andere Gase, z.B. Schwefelgase, mit dieser Methode gemessen werden, dürfte der H₂S-Gehalt des Sediments für diese unstimmgigen Ergebnisse verantwortlich sein.

2.5 Stickstoff und Phosphor

Beim Stickstoff-Eintrag (Abb. 7) in den Rachelsee spielt wahrscheinlich das Fallaub, das aus dem Einzugsgebiet eingespült oder eingeweht wird, eine große Rolle. Zwischen 250-150 cm, also in der Äl-

testen Dryas bis zum Praeboreal, hat sich mit der allmählichen Temperaturerhöhung die Vegetationsdichte vergrößert und damit wurde auch mehr Biomasse in den See gespült. Die Abnahme des Stickstoffgehaltes zwischen 160-105 cm könnte durch erhöhten Verbrauch von Nitrat für das Pflanzenwachstum während des Boreals erklärt werden, was zunächst zu einem Stickstoffdefizit führte. Das kräftige Pflanzenwachstum bis zum Höhepunkt des Atlantikums (Eichenmischwaldzeit) läßt sich mit der kräftigen Stickstoff-Zunahme zwischen 105-80 cm korrelieren. Eine befriedigende Erklärung für den Verlauf der Stickstoff-Kurve kann jedoch bislang nicht gefunden werden.

Im Gegensatz zum Stickstoff-Kreislauf, der auch eine Gasphase beinhaltet, ist der Phosphor-Kreislauf auf Verbindungen im festen und gelösten Zustand beschränkt. Der größte P-Vorrat liegt in den P-führenden Gesteinen, wie z.B. Apatit (Ca₅(PO₄)₃(OH, F, Cl), gebunden vor. Der Apatit ist ein sehr häufiges Mineral im ostbayerischen Grundgebirge.

In natürlichen Gewässern ist der Kreislauf der verschiedenen Phosphorformen abhängig von der Temperatur, der Sauerstoff-Konzentration und

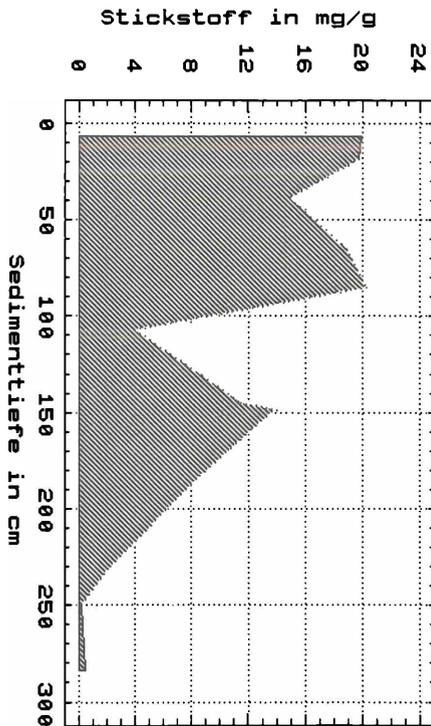


Abbildung 7
Stickstoffgehalt in Kern 3 des Rachelsees

dem pH-Wert des Wassers sowie von dem Eisen-, Mangan- und Aluminium-Gehalt im Sediment. Im sauren Milieu – wie dem des Rachelsees – geht der Phosphor mit den im Sediment vorhandenen Hydroxiden dieser Metalle ziemlich rasch in eine schwermobilisierbare Form über. Die dabei entstehenden Fe-, Mn- und Al-Phosphate werden im Sediment abgelagert (FINCK 1976).

Da der Rachelsee an der Sedimentoberfläche einen sauren pH-Wert aufweist und im Freiwasser ein geringer Phosphor-Gehalt vorliegt (WASSERWIRTSCHAFTSAMT PASSAU), ist eine adsorptive Bindung des Phosphors an hydratisierte Metallhydroxide sehr wahrscheinlich. Das bedeutet, daß auch beim Rachelsee Phosphor der wachstumsbegrenzende Minimumfaktor ist.

In der Abb. 8 wurden außer dem Gesamtphosphor auch die Kompartimente anorganischer und organischer Phosphor aufgetragen. Die Phosphor-Kurven der beiden Kerne 3 und 4 sind in ihrem Verlauf und in ihren Absolutwerten sehr unterschiedlich, obwohl sie aus fast der gleichen Position stammen. Die Differenzen können einerseits auf Fehler im Aufschlußverfahren zurückgehen. Andererseits zeigt die Erfahrung, daß tatsächlich auch nahe beieinanderliegende Kerne recht unterschiedliche Werte zeigen können und damit die Ergebnisse aus einem Kern nicht für den ganzen See verallgemeinert werden können.

Während bei Kern 3 die Kurve kontinuierlich bis zu 100 cm auf ca. 2 mg/g ansteigt und anschließend bis zur Sedimentoberfläche wieder abfällt, werden bei Kern 4 erst zwischen 50-30 cm Spitzenwerte um 6 mg/g erreicht. Bei Kern 3 ist der organische Phosphorgehalt über die ganze Kerntiefe größer als der anorganische, bei Kern 4 erst ab ca. 75 cm.

2.6 Erdalkali- und Schwermetalle

2.6.1 Calcium und Magnesium

Calcium ist das dritthäufigste Metall der Erdkruste und auch im Kristallin des Bayerischen Waldes in zahlreichen Ca-haltigen Mineralien vertreten. Ca-haltige Minerale sind leicht verwitterbar und in Wasser leicht löslich. Abb. 10 zeigt, daß die Ca-

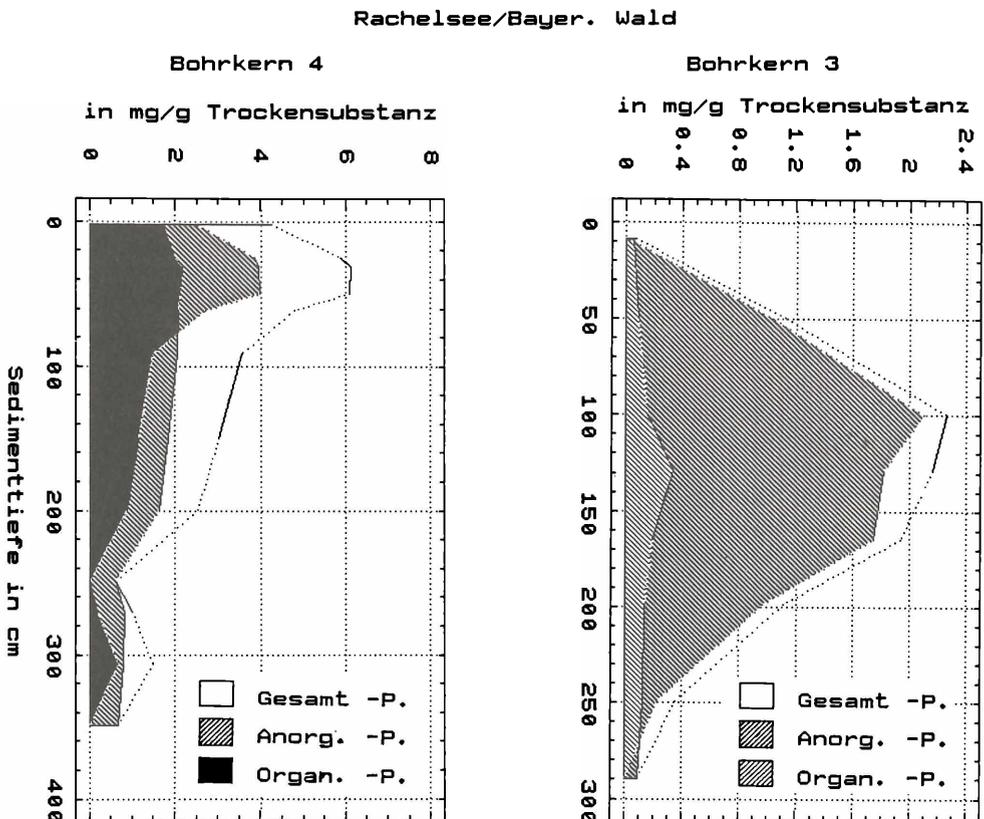


Abbildung 8
Gesamtphosphor, anorganischer Phosphor und organischer Phosphor in Kern 3 und 4 des Rachelsees

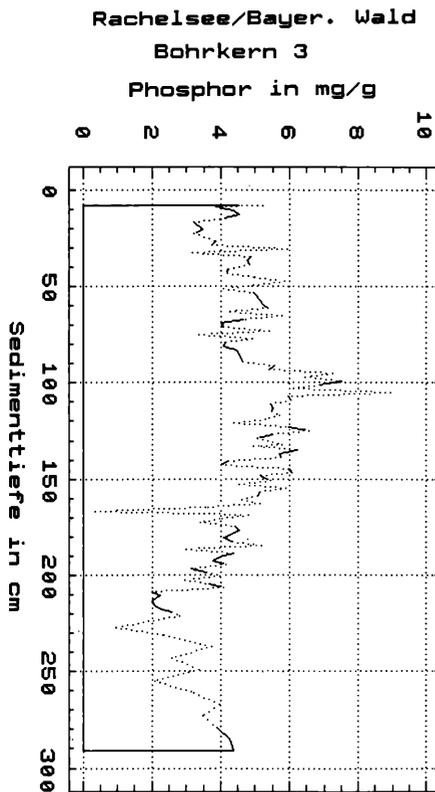


Abbildung 9

Gesamtphosphorgehalt in Kern 3, bestimmt durch Atomabsorptionsspektrometrie

Gehalte im unteren, überwiegend mineralischen Kernabschnitt mit 2-3,2 mg/g am niedrigsten sind. In 115 cm Tiefe wird die maximale Konzentration von 11,5 mg/g erreicht. Da die Ca-Kurve und die Glühverlustkurve bis ca 100 cm ähnlich verlaufen (vgl. Abb. 5 mit 10), haben vermutlich dieselben Bedingungen, die zur Steigerung der organischen Substanz führten, auch zur Erhöhung der Ca-Konzentrationen beigetragen. Durch die Temperaturerhöhung im Postglazial wird das durch die Frostverwitterung schon stark zerrüttete Gestein durch die chemische Verwitterung tiefgründig zersetzt, die Ca-haltigen Minerale aus dem Gestein ausgewaschen, gelöst und umgebildet. Der nicht von den Pflanzen verbrauchte Anteil wird – besonders in sauren Böden – ausgewaschen und in die Oberflächengewässer transportiert. Dort wird das Calcium von den Organismen aufgenommen und mit der abgestorbenen organischen Substanz sedimentiert. Ähnliches gilt auch für das Magnesium, das im ostbayerischen Grenzgebirge durch mehrere Mg-Silikate vertreten ist. Wie das Calcium steht auch das Magnesium nach Verwitterung und Lösung als Mg-Ion den Pflanzen zur Verfügung. Allein 15 % des von Pflanzen aufgenommenen Magnesiums dient dem Aufbau des Chlorophylls. Während in alkalischen Böden eine Ausfällung schwerlöslicher Erdalkalimetalle eintritt, ist die Mg- und Ca-Immobilisierung in sauren Böden unbedeutend. Daher leiden saure Böden mit pH-Werten kleiner 4 bei zunehmender Feuchtigkeit unter einem Mg- und Ca-Mangel durch Auswaschung. Die Mg- und Ca-Ionen liegen dabei in den Sickerwässern vorwiegend als Salze starker Säuren vor (Chloride, Nitrate, Sulfate), wobei das Mg weniger stark ausgewaschen wird als das Ca.

Erstaunlicherweise sind die maximalen Mg-Konzentrationen im Sediment größer als die Ca-Kon-

zentrationen. Die Mg-Maxima liegen außerdem im unteren (mehr mineralischen) Kernabschnitt, d.h. das Mg muß im Sediment vorwiegend in der mineralischen Substanz vorliegen. Tatsächlich bot das Spätglazial die geeigneten Bedingungen für einen überwiegenden Eintrag mineralischer Substanz: Die starke physikalische Verwitterung stellte Erosionsmaterial mit hohem Restmineralegehalt zur Verfügung.

Diese vorwiegend mechanischen Verwitterungsprodukte wurden, zusammen mit den gebundenen Mg-Ionen, in den See verfrachtet. Im Zuge der postglazialen Temperaturerhöhung nahm die Wirkung der chemischen Verwitterung kräftig zu. Ca und Mg wurden als Ionen mobil und von der zunehmenden Feuchtigkeit ausgewaschen. Da die Auswaschung von Ca stärker ist als die von Mg, ist auch der Anteil des Calciums im postglazialen Sediment höher als der von Magnesium – im Gegensatz zu den Sedimenten im Spätglazial, in denen das Magnesium überwiegt.

2.6.2 Aluminium

Das Aluminium zählt wegen seiner geringen Dichte zu den Leichtmetallen und ist – als häufigstes Metall der Erdkruste – überwiegend in den Mineralen Bauxit ($\text{Al}_2\text{O}_3\text{H}_2\text{O}$), Kryolith (Na_3AlF_6) und in verschiedenen Silikaten gebunden. In Wasser werden Al-Salze in schwerlösliche Al-Hydroxide umgebildet und ausgefällt, weshalb im Bodenwasser die Al-Konzentrationen im allgemeinen gering sind. Bei niedrigen pH-Werten nehmen diese aber zu.

In der Al-Verteilungskurve (Abb. 10 rechts) ist – im Gegensatz zu Ca und Mg – kein Zusammenhang mit der organischen bzw. mineralischen Substanz erkennbar. Die höchsten Al-Konzentrationen sind im älteren Sedimentbereich bis ca. 160 cm zu finden. Der Extremwert bei 105 cm ist als Ausreißerwert zu betrachten. Im übrigen ist die gesamte Verteilungskurve durch starke Schwankungen charakterisiert. Die leichte Abnahme im jüngeren Bereich könnte durch zunehmende Bodenversauerung bedingt sein, welche die Al-Hydroxide bereits terrestrisch im Boden ausfällt.

2.6.3 Schwermetalle

Schwermetalle sind durch eine Dichte von mindestens 6 g/cm^3 charakterisiert. Sie alle sind, wenn gleich nur in geringen Mengen ($< 0,1 \%$, Fe 5 %), in der Erdkruste vorhanden. Sie sind in geringen Konzentrationen als „essentielle Metalle“ (Mo, Mn, Fe, Co, Cu, Zn) für den geordneten Ablauf biochemischer Prozesse unentbehrlich, in höheren Konzentrationen jedoch toxisch (FÖRSTNER 1974). Während diese essentiellen Metalle unerlässlich sind, verursachen die nichtessentiellen Metalle, wie z.B. Cd, Pb, Hg schon in geringen Mengen akute physiologische Störungen.

Zu den in der Natur vorliegenden Schwermetallgehalten kommt die anthropogene Belastung aus der industriellen Gewinnung von Metallen und Metallverbindungen und der Verbrauch bzw. Abnutzung von metallhaltigen Produkten (z.B. Bleialkyl-Zusätze in Treibstoffen).

Nach dem Eintrag von Metallen in einen See liegen diese z.T. gelöst im Wasser, z.T. ungelöst im Sediment vor.

Nach CHESTER (1987) lassen sich folgende Bindungsarten der Schwermetalle in Seesedimenten unterscheiden:

Rachelsee/Bayer. Wald
Bohrkern 3

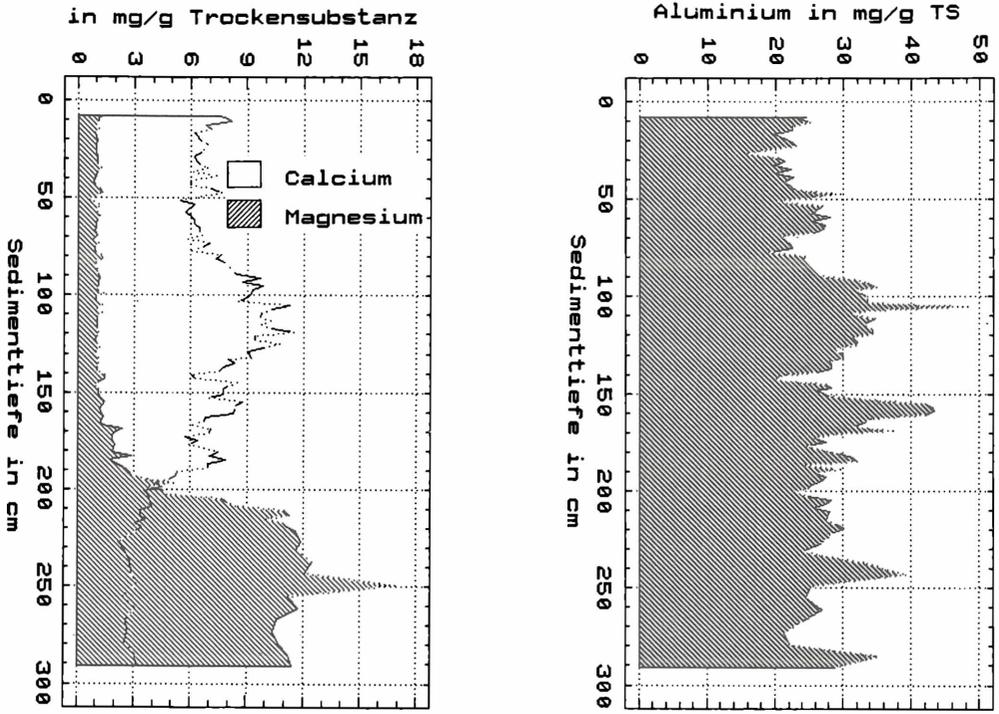


Abbildung 10
Calcium, Magnesium und Aluminium in Kern 3 des Rachelsees

Rachelsee/Bayer. Wald
Bohrkern 3

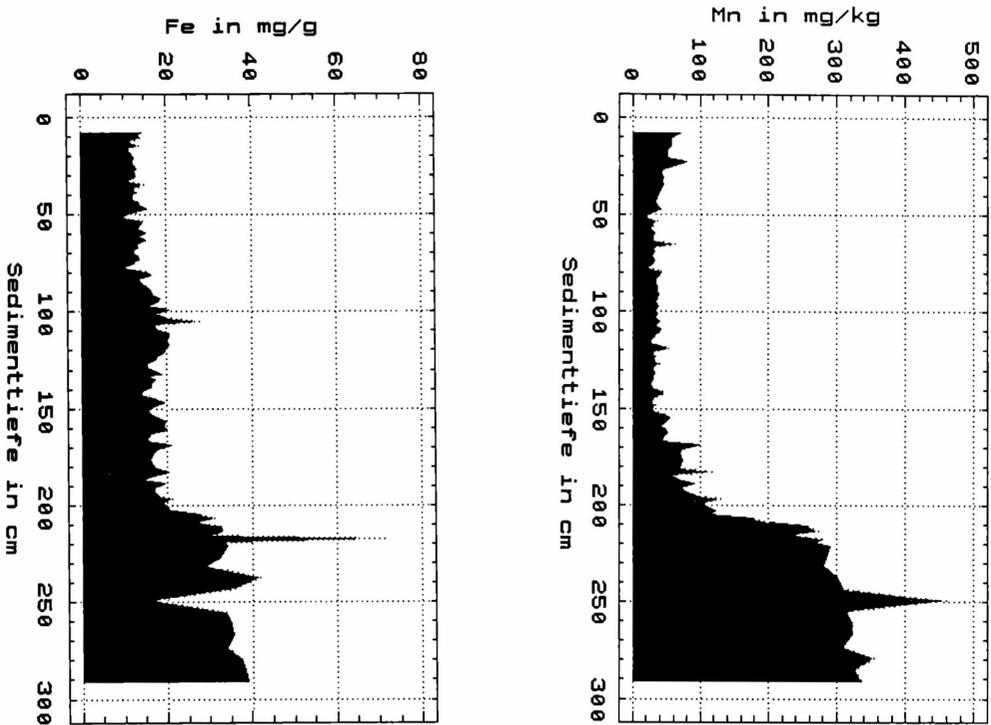


Abbildung 11
Eisen und Mangan in Kern 3 des Rachelsees

1. Kationenaustausch und adsorptive Bindung an Oberflächen feinkörniger Partikel (insbesondere an Tonminerale, Fe- und Mn-Oxide, organische Substanzen).

2. Bindung als Ko-Präzipitat in Fe- und Mn-Oxiden bzw. Hydroxiden; diese Verbindungen entstehen beim Zusammentreffen von Metallen mit Fe- und Mn-haltigen Lösungen unter aeroben Bedingungen.

3. Organische Bindung: das Schwermetall ist Spurenbestandteil von organischen Makromolekülen (Huminsäuren).

4. Mineralische Bindung: Das Schwermetall ist in Mineralen inkorporiert (oxidische, sulfidische, karbonatische, sulfatische und silikatische Bindungen).

Nach GIBBS hat die mineralische Bindung den größten Anteil (FÖRSTNER et al. 1974).

Eisen und Mangan

Als essentielle Spurenelemente sind Eisen und Mangan für alle Organismen unerlässlich. Unter oxidierenden Bedingungen erfolgt eine Ausfällung der Metalle mit anschließender Sedimentation, unter reduzierendem Milieu werden diese Fällungsprodukte wieder aufgelöst, und Fe sowie Mn mit den vorher sorbierten Metallen werden wieder in das Freiwasser entlassen. Der Großteil von Mn und Fe ist hydroxidisch bzw. oxidisch und nur zu einem geringen Anteil organisch gebunden.

Der Verlauf der Fe-Konzentrationskurve (Abb. 11 links) ist ähnlich dem der Mg-Kurve (Abb. 10). Hohen, vorwiegend mineralisch gebundenen Konzentrationen im Spätglazial stehen geringe Werte im Postglazial gegenüber. Der Verlauf der Mangan-Kurve (Abb. 11 rechts) ist zwar ähnlich der Fe-Kurve, doch liegen die Konzentrationen bei nur 0,5-1 % von denen des Eisens. Die relative Abnahme im Übergang vom mineralischen Sediment des Spätglazials zum organischen des Postglazials ist bei Mangan ausgeprägter als bei Eisen.

Kupfer

Kupferhaltige Minerale sind im Ausgangsgestein des ostbayerischen Grenzgebirges relativ selten. Der größte Teil des dennoch in geringen Mengen vorhandenen Kupfers ist mineralisch und oxidisch gebunden (4. und 2. Bindungsart nach GIBBS). Kupfer ist unerlässlich für die enzymatische Stoffwechsellätigkeit der Algen. Erwartungsgemäß liegen die absoluten Cu-Konzentrationen im Sediment relativ niedrig. Über die gesamte Sedimenttiefe sind starke Schwankungen erkennbar (Abb. 12 links). Man kann den Konzentrationsverlauf grob in drei Abschnitte gliedern: relativ hohe Werte im Spätglazial, etwas geringere Werte im frühen und mittleren Postglazial und noch etwas niedrigere Werte im jüngsten Kernabschnitt.

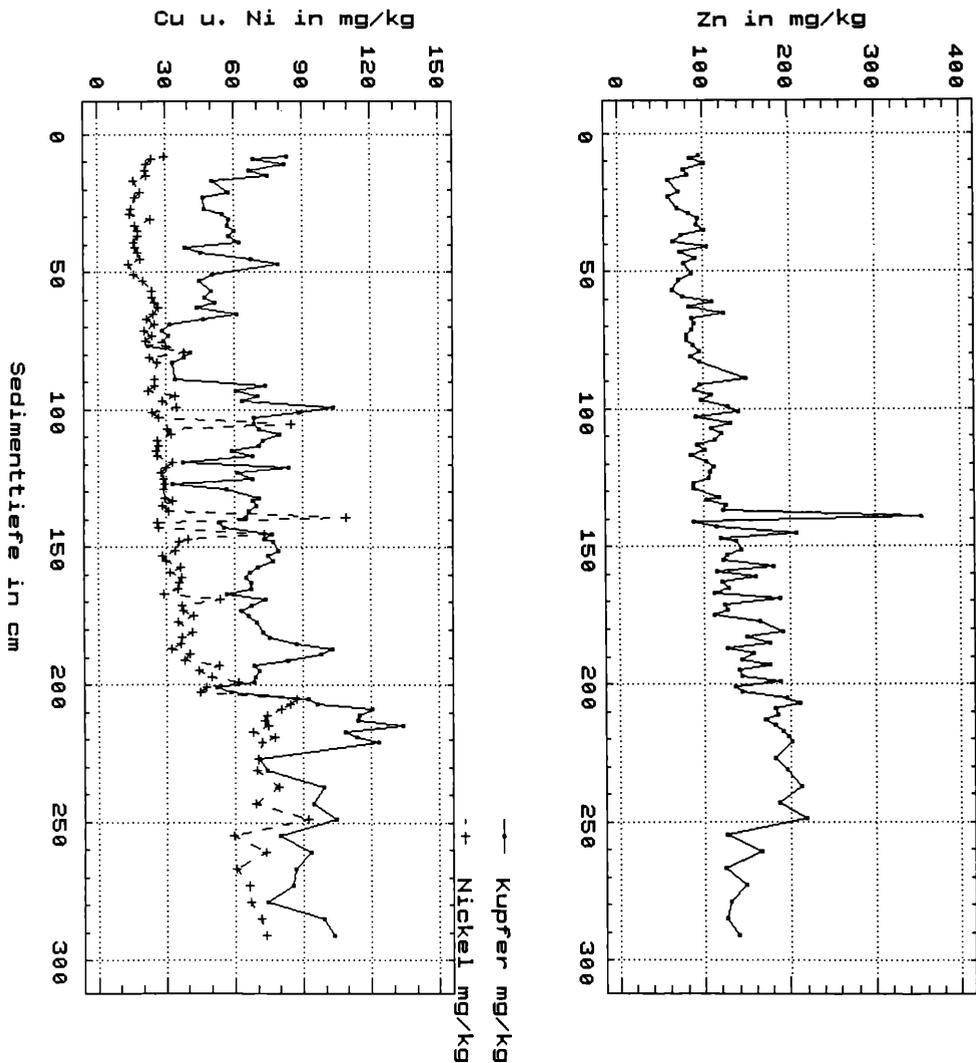


Abbildung 12

Kupfer, Nickel und Zink in Kern 3 des Rachelsees

Nickel

Die Nickel-Belastung hat seit Beginn des Industriezeitalters – bedingt durch die steigenden Emissionen von Dieselöl-, Schweröl- und Kohleabgasen, zugenommen. Da es als Carbonyl schon in geringen Mengen kanzerogen wirkt, gehört es zu den besonders gefährlichen Schwermetallen (FÖRSTNER et al. 1974). Wie Abb. 12 (links) zeigt, kommt Nickel im Sediment mengenmäßig etwa in gleicher Größenordnung vor wie Kupfer, ebenso zeigt der Konzentrationsverlauf große Ähnlichkeit mit Kupfer und vor allem mit dem Mg-, Fe- und Mn-Verlauf. Höheren Werten im Spätglazial mit seinen mineralischen Sedimenten stehen geringere in den organischen Sedimenten des Postglazials gegenüber. Ab 15 cm Sedimenttiefe nehmen die Konzentrationen für Cu und Ni nach oben hin wieder leicht zu, doch ist dieses Phänomen nicht sonderlich ausgeprägt und kann nicht eindeutig einer anthropogenen Belastung zugeschrieben werden.

Blei und Cadmium (vgl. Abb. 13)

Blei gehört zusammen mit Zink und Cadmium zu den „Umweltgiften“. In den kristallinen Gesteinen des Bayerischen Waldes gibt es nur geringe Pb-Konzentrationen, weshalb es auch in den mineralischen Sedimenten des Spätglazials mit rund

20 mg/kg vergleichsweise wenig vertreten ist. Leichte Zunahmen finden sich dann im zentralen Abschnitt des Postglazials. Ein extremer Anstieg bis zu einem Maximum von 130 mg/kg ist schließlich in den obersten 30 cm des Sediments zu beobachten. Ganz ohne Zweifel handelt es sich hier um eine sehr signifikante Anreicherung, die durch Veränderungen von „Blei-Lieferanten“ im nur 2 km² großen Einzugsgebiet nicht erklärt werden kann.

Ähnliches – wenngleich bei weitem nicht so gravierend und eindeutig – gilt für Cadmium. Die Verteilungskurve verläuft, abgesehen von einzelnen Peaks, die wohl als „Ausreißer“ einzustufen sind, bis 30 cm relativ konstant mit Schwankungen zwischen 0,5-2 mg/kg. Die Anreicherung zwischen 190-180 cm Tiefe kann als gesichert gelten, da hier mehrere benachbarte Proben – wie auch die Pb-Werte – ähnliche Anreicherungen aufweisen. Wie beim Pb erfolgt auch beim Cadmium ab etwa 30 cm Tiefe eine Anreicherung zur Sedimentoberfläche hin, allerdings in weitaus geringerem Ausmaß und durch weniger Proben gesichert. Die Konzentrationen steigen dabei von etwa 1 mg/kg auf 3,5 mg/kg. Die gemessenen Werte decken sich mit denen aus vielen anderen Seen Südbayerns, aber auch aus anderen Seenregionen der Erde (Nordamerika, Skandinavien) und weisen auf eine anthropogene Schwermetallimmission hin.

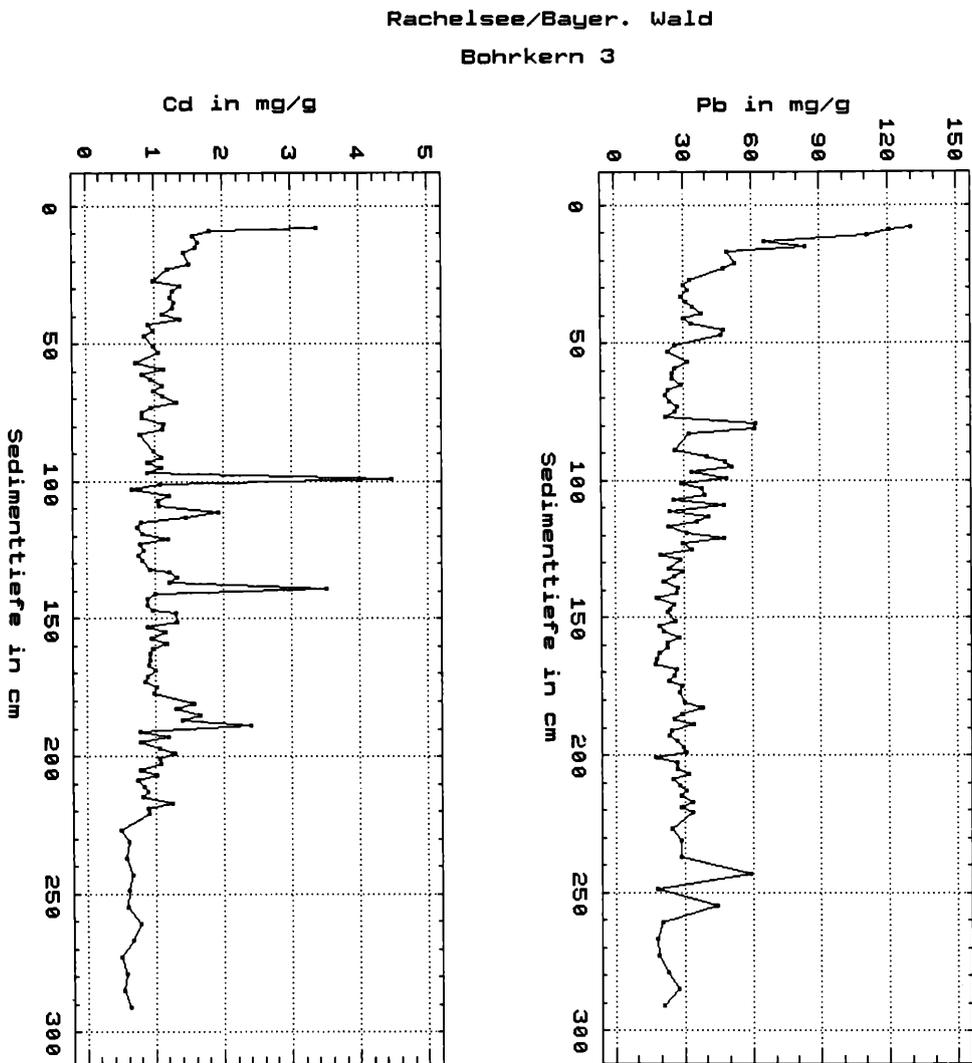


Abbildung 13

Cadmium und Blei in Kern 3 des Rachelsees

Der Anstieg zur Sedimentoberfläche setzt beim Zink – im Vergleich zu Cd und Pb – am spätesten ein. Dies ist nicht gerade typisch für unsere Seen, in denen sonst von den drei Haupt "pollutants" Zink, Blei und Cadmium das Zink in der Regel sehr früh angereichert wird. Wie bei Pb und Cd spielt auch bei Zink der Transport durch Flugasche eine Rolle. Durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe gelangt zunehmend mehr schwermetallhaltiger Staub in die Atmosphäre. Mit der Flugasche werden so vor allem Zn, Pb und Cd über weite Strecken transportiert, im Sediment mit dem trockenen und nassen Niederschlag abgelagert und angereichert. Der atmosphärische Eintrag von Schwermetallen aus entfernten Industrie- und Wohnräumen konnte in vielen Sedimenten nachgewiesen werden (z.B. in Ostseesedimenten) (FÖRSTNER et al. 1974).

2.7 Altersdatierung

Zur Datierung von Sedimentkernen steht eine Vielzahl von Methoden zur Verfügung, doch leider sind davon in der Praxis häufig nur wenige hinreichend brauchbar. Zur Datierung von Kernen aus dem gesamten Spät- und Postglazial bieten sich die Radiokarbonmethode (¹⁴C-Messung), Pollenanalyse, geomagnetische Messung und stratigraphische Vergleiche an. Für die letzten beiden Jahrhunderte stehen außerdem die ²¹⁰Blei-Methode und die

¹³⁷Caesium-Methode sowie historische (archivarische) Hinweise zur Verfügung.

2.8 Beziehung Wasserkörper – Sediment – Umgebung

Die Bohrkerne spiegeln mindestens 11 000 Jahre Sedimentationsgeschichte wider und reichen damit bis weit vor die Entstehung unserer Zivilisation. Daher ermöglichen derartige Bohrkerne eine Abschätzung des natürlichen Stoffumsatzes (und damit Schwermetallumsatzes) in einem Einzugsgebiet („präzivilisatorischer Background“). Dies ist ausserordentlich wichtig für die Erfassung des Ausmaßes, der Verteilung und der Herkunft einer zivilisationsbedingten Schwermetallbelastung.

Da der Rachee in einem Naturraum liegt, der während der gesamten Zivilisationsentwicklung weitgehend von direkten menschlichen Eingriffen (außer der Bergbautätigkeit im 18. Jh.) verschont geblieben ist und seit der Errichtung des „Nationalparks Bayerischer Wald“ im Jahre 1970 per Dekret nicht mehr genutzt werden darf, eignet sich das Sediment des Racheesees, die Entwicklung der atmosphärisch bedingten Schwermetallkontamination zu studieren.

2.9 Palökologische Ergebnisse

Änderungen des Klimas können das Gleichgewicht des Stoffflusses zwischen Einzugsgebiet, Wasser-

Tabelle 3

Gliederung der Spät- und Nacheiszeit in Mitteleuropa (aus SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. 1979, S. 379)

Geologische Gliederung	Zeit (angenähert)	Klima	Vegetationskundliche und prähistorische Gliederung	
Holozän	Gegenwart	Heutiges gemäßigt-humides Klima (ozeanisch)	Buche, Eiche, Fichte. Rodung während Eisenzeit und historischer Zeit	
	Subatlantikum (Nachwärmezeit)	600 v. Chr.		
	Subboreal (späte Wärmezeit)	2500 v. Chr.	Warm, einzelne trockenere Perioden (kontinental)	Eichenmischwald mit Buche und Fichte. Bronzezeit
	Atlantikum (mittlere Wärmezeit)	5500 v. Chr.	Warm, feucht (Klimaoptimum) (ozeanisch)	Eichenmischwald. Rodungen seit Beginn des Neolithikums
	Boreal (frühe Wärmezeit)	6800 v. Chr.	Warm, trocken (kontinental)	Birken-Kiefern-Wälder mit Hasel-Maximum
Würm-Spätglazial	Präboreal (Vorwärmezeit)	8500 v. Chr.	Erwärmung (kühl, kontinental)	Kiefern-Birken-Wälder. Beginn des Mesolithikums
	Jüngere Dryaszeit	8500 v. Chr.	Kalt	Parktundra mit Birke. Ende des Paläolithikums
	Allerödzeit	9000 v. Chr.	Vorübergehend wärmer	Schütterer Wald mit Birke und Kiefer
	Ältere Dryaszeit	9800 v. Chr.	Kalt	Tundra
	Böllingzeit	10 300 v. Chr.	Geringe Erwärmung	Parktundra mit Birke
	Älteste Dryaszeit	10 800 v. Chr.	Kalt (arktisch)	Tundra
	14 000 v. Chr.			

Ende des Würm-Hochglazials (Pommerscher Eisvorstoß)

körper und Sediment stören. Während der von den Bohrkernen erfaßten rd. 11 000 Jahre haben des öfteren klimatische Änderungen auch Veränderungen im Einzugsgebiet, im Wasserkörper und damit auch im Sediment bewirkt.

Folglich läßt sich der Sedimentkern in verschiedene Abschnitte mit unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen unterteilen. Die Älteste Dryas, die von den Schichten bis ca. 215 cm repräsentiert wird und bis ca. 11 000 v. Chr. andauerte, war gekennzeichnet durch arktisches Klima mit Tundravegetation (Älteste baumlose Tundrenzzeit). Der spärliche Pflanzenbewuchs konnte das Einzugsgebiet des Sees nicht genügend vor der damals starken glazifluvialen und glazialen Erosionstätigkeit schützen. Die überwiegend physikalische Verwitterung stellte scharfkantigen Blockschutt und feinen Grus zur Verfügung. Als Folge wurde in den See vorwiegend mineralische Substanz eingeschwemmt, deren organischer Anteil nur zwischen 0-5 % liegt. Von den nichtmetallischen Nährelementen Stickstoff und Phosphor liegt letzterer – wegen seiner Bindung an phosphatführende Gesteine – in höherer Konzentration vor als der Stickstoff, dessen Anreicherung vom Auftreten bestimmter Mikroorganismen abhängt, die den Luftstickstoff zu binden vermögen.

Die metallischen Nährelemente zeigen insgesamt eine gegenläufige Entwicklung. Während das Ca im Spätglazial seine niedrigsten Gehalte aufweist, nehmen die Mg-Konzentrationen Höchstwerte an. Dies könnte in einem insgesamt höheren natürlichen Mg-Gehalt des örtlichen Gesteins begründet sein.

Alle Schwermetalle außer Pb und Cd liegen im Spätglazial in ihren höchsten Konzentrationen vor. Durch die schwache chemische Verwitterung im Spätglazial wurden die Metallionen nicht aus dem Gesteinsverband herausgelöst und daher mit dem unverwitterten bzw. nur schwach verwitterten Gesteins „mehl“ in den See transportiert.

Der folgende Zeitabschnitt bis zum Präboreal brachte eine geringe Temperaturerhöhung in der Bölling-Zeit und Alleröd-Zeit (unterbrochen von den Kälterückfällen der Älteren und Jüngeren Dryas). In die baumlose Tundra wanderten erste Birken- und Kiefern bäume ein. Im Alleröd war die Bewaldungsdichte schon relativ groß, die Waldlücken wurden von Sträuchern und Kräutern erfüllt. In der Jüngeren Dryas lichteten sich die Wälder jedoch erneut (STRAKA 1970). Mit der organischen Substanz nimmt auch der Gehalt an Huminsäuren im Boden zu, die Bodenlösung wird saurer, so daß trotz niedriger Temperaturen die chemische Verwitterung neben der physikalischen an Bedeutung gewinnt. Das bislang vorwiegend nur mechanisch aufbereitete Gestein wird allmählich „aufgelöst“. Die im Gestein gebundenen Ionen werden zunehmend aus ihrem Verband herausgelöst und stehen den Pflanzen als Nähr- und Spurenstoffe zur Verfügung. Gleichzeitig wurde aber die Erosionstätigkeit durch die immer dichter werdende Pflanzendecke gebremst.

Bedingt durch die stärkere Gesteinsaufbereitung und die herabgesetzte Erosionstätigkeit nahm der Restmineralgehalt des in den See transportierten Materials ab. Dies drückt sich, neben der Zunahme des Glühverlustes (d.h. des organischen Anteils), in einer allgemeinen Abnahme der Schwermetallkonzentrationen aus (Pb und Cd ausgenommen). Bei den Nährstoffen P und N kommt es – entsprechend

der verstärkten Mineralisierung – zu einer Anreicherung. Das Magnesium – gebunden an mineralische Sedimentation – nimmt jedoch ab.

Im ersten Zeitabschnitt des Postglazials, dem Präboreal, ist das Klima als kühlkontinental, im anschließenden Boreal als warm-trocken zu bezeichnen. Im Präboreal spielen zwar immer noch Birke und Kiefer die beherrschende Rolle, aber es siedeln sich bereits erste Ulmen, Eichen und Hasel an (STRAKA 1987). Für die Zeit ab dem Boreal bis zur Gegenwart liegt eine Pollenanalyse vom Hochmoorsediment aus dem 15 m über dem Rachelsee gelegenen „Alten Sees“ vor (bearbeitet von SCHÜTRUMPF). Nach HAUNER (1980) liegt eine Kiefern-Fichten-Hasel-Zeit vor mit fallender Kiefernkurve und ausgeprägtem Haselmaximum. Auch EMW-(Eichenmischwald) Pollen mit Eiche, Ulme, Linde, Esche, Ahorn und Fichte sind vertreten. Der organische Anteil im Sediment nimmt nur leicht zu, da sich die Vegetationsdichte kaum mehr ändert, wohl aber die Artenzusammensetzung. Der gestiegene Nährstoffbedarf drückt sich in einer Abnahme des Stickstoffs aus. Die P- und Ca-Konzentrationen nehmen zu, die Mg-Konzentrationen stagnieren. Möglicherweise hängt dies mit der Herkunft dieser Nährstoffelemente zusammen. Der Stickstoff kommt hauptsächlich aus der mikrobiellen Fixierung des Luftstickstoffs im Boden, während die Quellen für den P-, Ca- und Mg-Nachschub im örtlichen Gestein liegen. Folglich kann es in der N-Versorgung eher zu einem Engpaß kommen.

Beim Verlauf der Schwermetallkonzentrationen ist keine einheitliche Tendenz feststellbar.

Die folgende Temperatur- und Feuchtigkeitszunahme bis zum Klimaoptimum drückt sich in der Kurve des Glühverlustes durch Maximalwerte aus. Das Klima hat sich vom kontinentalen zum ozeanisch feucht-warmen Klima gewandelt. Die mittlere Jahrestemperatur lag um 2-3 °C höher als heute. Während dieses „Klimaoptimums“ lag die Baumgrenze höher als heute, die Bewaldungsdichte nahm zu (SCHWARZBACH 1950).

Im Einzugsgebiet des Rachelsees beginnt die mittlere Wärmezeit mit dem Höhepunkt der Eichenmischwaldzeit, wobei neben der Eiche auch Ulme und Linde mit Anteilen bis zu 8 % beteiligt sind. Erstmals tritt in dieser Zeit auch die Buche auf (HAUNER 1980). Auffallend ist, daß die Maximalwerte des Glühverlustes dieser Periode nicht in einer steten Kurve, sondern in einzelnen Peaks vorliegen (besonders in Kern 3). Dies könnte auf kühlere Perioden, aber auch auf besondere Ereignisse (Hochwässer u.ä.) hinweisen.

Die Abnahme des Ca-Gehaltes im Atlantikum weist auf einen gestiegenen Nährstoffbedarf hin. Durch günstige chemische Verwitterungsbedingungen (bedingt durch Temperatur- und Feuchtigkeitszunahme und durch Zunahme organischer Säuren im Boden) liegen die Ca-Ionen frei in der Bodenlösung vor und können von den Pflanzen aufgenommen werden.

Der Verlauf der Schwermetallkonzentrationen verdeutlicht, daß die Mineralstoffzufuhr aus dem Einzugsgebiet durch die dichter werdende Vegetation stark eingeschränkt wird. Die Konzentrationen zeigen eine fallende Tendenz oder Stagnation.

Das folgende Subboreal brachte eine leichte Klimaverschlechterung mit sich. Das Klima ist als warm-trocken (kontinental) zu bezeichnen (SCHEFFER et al. 1976). Im Pollendiagramm wird

das Subboreal als Buchen-Fichten-Phase bezeichnet, da hier bei beiden Bäumen Höchstwerte auftreten. Im jüngeren Subboreal beginnt die Tannenkurve langsam, aber stetig bis zu 10 % anzusteigen (HAUNER 1980). Die Bioproduktion nimmt, besonders in den trockeneren Phasen des Subboreals, ab, was sich deutlich in den Glühverlustkurven, besonders bei Kern 4, niederschlägt. Die Stickstoffabnahme hinkt der Glühverlustabnahme etwas nach, dürfte aber auf diese zurückzuführen sein. Auch der Phosphorgehalt nimmt – mit starken Schwankungen – ab.

Im anschließenden Subatlantikum, das etwa um 600 v. Chr. einsetzte, pendelte sich das Klima allmählich zum heutigen gemäßigt-humiden Zustand ein (SCHEFFER et al. 1976), in dem sich auch noch trockene und niederschlagsreiche Perioden, wenngleich „gemäßigt“, einander abwechseln. Die Tanne erreicht Anteile bis zu 30 % und Kiefer sowie Fichte breiten sich ebenfalls aus – auf Kosten der zurückgehenden Buche. Die Nährstoffelemente (N, P, Ca, Mg) zeigen einen mehr oder weniger starken Anstieg zur Sedimentoberfläche. Am frühesten setzt der Anstieg beim Ca ein, dann folgt N, P und schließlich Mg, dessen Konzentration seit dem Anfang des Präboreals auf einem Niveau geblieben war.

Bei allen Schwermetallen zeigt sich ab 20-30 cm Sedimenttiefe, bei Mn schon ab 50 cm, ein Anstieg zur Sedimentoberfläche hin. Diese Sedimentschichten sind der Zeit zwischen 500-1000 n. Chr. zuzuordnen. Für diese Zeit ist jedoch ein atmosphärischer Schwermetalleintrag noch weitgehend auszuschließen.

Die anthropogene Schwermetallbelastung dürfte erst ab dem 14. Jh. eine größere Bedeutung spielen, als im Bayerischen Wald Glashütten errichtet wurden. Gerade für die Herstellung der erforderlichen Pottasche (als Flußmittel) wurden ungeheure Holzmassen verbrannt: nur 0,05-1,5 % aus dem Volumen von 1 m³ Fichte oder Buche verblieben als Pottasche. Auch zur Beheizung der Schmelzöfen verwendete man Holz, doch wurde ein Vielfaches an Holz für die Pottaschegewinnung verbraucht (PLOCHMANN 1979). Beim Verbrennen des Holzes und beim Schmelzen des Sandes wurden u.a. Schwermetalle in die Atmosphäre emittiert und in mehr oder weniger großen Mengen mit dem Niederschlag direkt oder aus dem Einzugsgebiet über die Zuflüsse in den See eingetragen.

Da aufgrund der geringen Sedimentationsrate die Kerne mit knapp 3 m Länge gut 11 000-13 000 Jahre umfassen, ist die zeitliche Auflösung gering. Zudem ist das stark organische Sedimentmaterial des Postglazials ausgesprochen wasserhaltig (z.T. über 90 %), so daß leider mit Diffusionsvorgängen gerechnet werden muß. Daher ist auch das stark flüssige Sediment nahe der Oberfläche durch die Probennahme mehr oder minder gestört oder sogar z.T. verlorengegangen, so daß die beobachtete Tendenz der Anreicherung von Schwermetallen nicht befriedigend die eigentliche Belastung des Sees widerspiegelt. Aus der Untersuchung von NIRSCHL (1983) sind vermutlich genauere Angaben über die letzten 300 Jahre zu entnehmen, da dieser nur einen Kern von 60 cm Länge gezogen hat, der sich jedoch senkrecht und daher relativ ungestört transportieren ließ.

Historisch belegt ist ein Bergbau in der Rachelseewand im 18. Jh. (Magnetkies, Gold, Silber). Durch die Einleitung des Stollenwassers in den See nahm

die mineralische Substanz sprunghaft zu (NIRSCHL 1983). Daneben kam es auch zu Anreicherungen verschiedener Metalle (NIRSCHL 1983). In den von uns gezogenen Kernen zeigt Kern 4 ebenfalls eine derartige Zunahme der mineralischen Substanz von 80-35 cm, nicht jedoch Kern 3, obwohl dessen postglaziale organische Sedimentation etwas länger ist als in Kern 4. Diese Tatsache zeigt sehr deutlich, daß es eben nicht genügt, nur einen, möglicherweise sogar nur kurzen Kern zu entnehmen, selbst wenn diese – wie bei Kern 3 und 4 – am nahezu identischen Ort entnommen wurden (Abb. 2). Zu groß sind die möglichen Variationen! Was die Veränderungen durch aktuelle Umweltbelastungen angeht, so wird zumindest deutlich, daß die Anreicherung der Schwermetalle Pb, Zn, Cu, Cd, Hg, Ni (bei NIRSCHL 1983 gemessen) und Fe nach 1900 auf starke zivilisatorische Einflüsse im Einzugsgebiet zurückgehen muß. Diese Schwermetallanreicherungen sind primär auf die Säurezufuhr aus der Atmosphäre zurückzuführen. Durch die pH-Erniedrigung des Bodens kommt es zu einer verstärkten Auswaschung der Metalle (MINISTRY OF AGRICULTURE ENVIRONMENT 1982). Ein Großteil wird über das Gewässernetz dem See zugeführt. Sekundär spielt der direkte Eintrag anthropogen freigesetzter Schwermetalle aus der Atmosphäre eine Rolle (HÄGERHÄLL 1982): Pb- und Ni-haltige Abgase des Kraftfahrzeugverkehrs, mit Zn und Cu verunreinigte Flugasche aus Hüttenbetrieben und vom Hausbrand, Cd- und Hg-verschmutzte Rauchgase aus fernen Industriegebieten werden beständig in die Atmosphäre emittiert (AUTORENKOLLEKTIV 1982).

Die Abnahmen der Schwermetallgehalte direkt an der Sedimentoberfläche deuten auf Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, bedingt durch die pH-Erniedrigung des Seewassers, hin. Derartige Prozesse werden auch durch Untersuchungen anderer Seen in kristallinen Einzugsgebieten (z.B. Gr. Arbersee) bestätigt (NIRSCHL 1983).

3. Diatomeenanalyse

(vgl. Tab. 4,5 und 6)

In allen 56 Sedimentproben aus Sedimenttiefen von 0-2 cm bis 286-287 cm wurden Diatomeen gefunden. Die Dauerpräparate wurden im Institut für Biologie (Abt. Algologie) der Universität Lodz angefertigt. Als Einbettungsmittel wurde Pleurax verwendet.

Die Diatomeenliste ist reich und umfaßt 244 Taxa, welche sich in zwei große Gruppen teilen lassen. Die erste Gruppe umfaßt 93 Taxa (Tab. 5), die in großen Individuenzahlen auftreten, die zweite mit 151 Taxa (Tab. 6) beinhaltet jene Diatomeenarten, die nur vereinzelt in den Präparaten auftreten.

In der folgenden Darstellung soll versucht werden, anhand der quantitativen bzw. semiquantitativen Diatomeenanalyse eine ökologische Bewertung des Rachelsees für jene Zeitabschnitte vorzunehmen, die durch den 287 cm langen Sedimentkern repräsentiert werden. Ausgangspunkt für eine Betrachtung der „Umweltsituation“ auf der Grundlage der Diatomeengesellschaften sind die Präparate der ältesten Sedimentprobe aus 286-287 cm Tiefe. In dieser Sedimenttiefe wurden 38 Diatomeentaxa identifiziert, von denen fünf (*Melosira italica*, *Pinularia gibba*, *Stauroneis anceps*, *St. anceps f. linearis* u. *St. poenicenteron*) in allen Präparaten von 0-287 cm vorkommen und daher als Umweltindikatoren ungeeignet sind. Andere Taxa dagegen können

auf das Vorherrschen von Diatomeengesellschaften hindeuten, die Wasser mit hohem oder mittlerem Elektrolytgehalt bevorzugen. Einige Taxa, wie z.B. *Eunotia valida* u. *Pinnularia*-Arten, sind für dystrophe Gewässer charakteristisch. Insgesamt kommen nur 5-15 % (mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 %) sowohl in den Präparaten aus der größten Sedimenttiefe wie auch in denen von der Sedimentoberfläche (0-2 cm) vor. Dieser geringe Prozentsatz „gemeinsamer“ Taxa deutet darauf hin, daß eine Veränderung der Wasserfaktoren vom ältesten, vom Sedimentkern noch erfaßten Zeitraum, bis in jüngste Zeit erfolgt ist.

In den Präparaten aus der obersten und damit wohl auch jüngsten Sedimentprobe (0-2 cm) wurden 81 Taxa bestimmt. Es überwiegen:

Anomoeoneis seriens, *A. brachysira*, *Eunotia biggiba*, *E. faba*, *E. lunaris*, *E. papilio*, *E. pectinalis*, *E. polydentula*, *E. robusta*, *E. tenella*, *E. valida*, *E. veneris*, *Frustulia rhomboides*, *F. rhomboides var. saxonica*, *Navicula subtilissima*, *Neidium bisulcatum*, *Pinnularia interrupta*, *P. polyonca*, *P. subcapitata*, *Stenopterobia intermedia* u. *Tabellaria flocculosa*.

Diese Taxa sind für saure und elektrolytarmer Biotope charakteristisch. Ferner ist bemerkenswert, daß diese Arten an der Sedimentoberfläche in großen Individuenzahlen vorkommen.

Für die gesamte postglaziale Gewässerökologie ist die Frage interessant, wann dieser Übergang von hohen bzw. mittleren Elektrolytgehalten zur Elektrolytarmut stattfand. In den Präparaten aus 271-272 cm Sedimenttiefe wurden 54 Taxa bestimmt. Davon sind nur 8-25 % (Signifikanzniveau 95 %) in der tiefsten Sedimentprobe (286-287 cm) enthalten. In den Präparaten aus 271-272 cm kommen bereits charakteristische Vertreter saurer Gewässer vor, z.B. *Anomoeoneis brachysira*, *Cymbella cesatii*, *C. gracilis*, *C. microcephala*, *Eunotia arcus*, *E. valida*, *Frustulia rhomboides*, *Neidium bisulcatum*, *Pinnularia hemiptera*, *P. interrupta* u. deren Varietäten, *P. microstauron* mit Varietäten u. *Tabellaria flocculosa*.

Ein Vergleich der Diatomeengesellschaft des ältesten Zeitabschnitts (286-287 cm) mit der in 271-

272 cm Sedimenttiefe deutet auf einen Beginn der Versauerung in diesem Zeitabschnitt hin.

Die Diatomeengesellschaften der Proben aus 269-268 cm bis 0-2 cm Sedimenttiefe weisen auf eine fortwährende und zunehmende Versauerung hin. So sind u.a. die Veränderungen in der Anzahl der einzelnen Taxa bemerkenswert: *Gomphonema acuminatum var. coronatum* z.B. kommt von 286-150 cm Sedimenttiefe in großer Individuenzahl vor, ist jedoch in den obersten, d.h. jüngsten Sedimentschichten nicht mehr zu finden.

Die gesamte Individuenzahl von Diatomeen ist in den Schichten von 287-246 cm niedrig. Dieser Sedimentabschnitt ist zeitlich eindeutig in die älteste Dryas einzuordnen, in der aus klimatischen Gründen kein üppiges Algenwachstum zu erwarten ist. Ab 242 cm Sedimenttiefe bis zur Sedimentoberfläche treten Diatomeen in großer Individuenzahl auf. Es überwiegen *Anomoeoneis seriens*, *Anomoeoneis brachysira*, *Asterionella fibula*, *Eunotia lunaris*, *Eunotia robusta*, *Frustulia rhomboides*, *Frustulia rhomboides var. saxonica*, *Frustulia rhomboides var. saxonia f. capitata*, *Navicula rotaena*, *Neidium bisulcatum*, *Pinnularia gibba*, *Pinnularia interrupta*, *Pinnularia interrupta f. minutissima*, *Stenopterobia intermedia* u. *Tabellaria flocculosa* (Tab. ?).

Für fast alle Sedimentproben charakteristisch sind *Anomoeoneis seriens*, *A. brachysira* u. *Frustulia rhomboides*. In einigen Schichten, z.B. von 170 cm-24 cm Sedimenttiefe, wurden für diese Arten hohe Individuenprozente von 57-95 % notiert (Tab. 4). Zur Berechnung des Prozentsatzes zählt man 500 Exemplare der Diatomeen in Zufallsfeldern von mikroskopischen Präparaten (KADLUBOWSKA 1978).

4. Zusammenfassung

Der Rachelsee, ein 3,7 ha großer, 13,5 m tiefer Karsee in 1071 m ü. NN am Südosthang des Rachels (Bayerischer Wald), spiegelt in Wasserkörper und Sediment präzivilisatorische und jüngste anthropogene Umweltveränderungen wider, im besonderen die Schadstoffanreicherung über die Atmosphäre und die Gewässerversauerung. Dies wird

Tabelle 4

Prozentanteile der Individuenzahlen von *Anomoeoneis seriens* (A.s.), *A. brachysira* (A.b.) und *Frustulia rhomboides* (F.r.).

Tiefe in cm	1	2	3	1+2+3
	A. s.	A. b.	F. r.	
272-271	-	3	2	5
257-256	1	18	5	24
236-234	1	6	31	38
218-216	1	15	7	23
188-186	1	25	5	31
172-174	1	24	15	40
170-168	5	30	24	59
152-150	16	26	15	57
128-126	28	30	20	78
116-114	42	31	16	89
110-108	48	31	16	95
98-96	39	29	14	82
74-72	20	14	26	60
56-54	32	18	30	80
38-36	12	15	32	59
26-24	20	20	18	59
8-6	7	17	20	44
2-0	11	14	15	40

Zur Berechnung des Prozentsatzes zählte man 500 Exemplare der Diatomeen in den Zufallsfeldern von mikroskopischen Präparaten (KADLUBOWSKA).

anhand zweier ca. 3 m langer Bohrkerne aufgezeigt, die bis in das Spätglazial zurückreichen. Auffallend ist u.a. die Anreicherung von Blei und Cadmium in den jüngsten Sedimentschichten.

Von den festgestellten Diatomeentaxa ist die Mehrzahl für saure Gewässer typisch. Ein Vergleich der Diatomeengesellschaft des ältesten Zeitabschnittes 286-287 cm mit der in 272-271 cm Sedimenttiefe deutet auf einen Beginn der Versauerung schon in diesem Zeitabschnitt hin. Die Diatomeengesellschaften aus 269-268 cm bis 2-0 cm Sedimenttiefe beweisen eine in jüngerer Zeit deutlich zunehmende Versauerung.

Summary

Lake Rachel (area 0,037 sqkm, depth 13,5 m, 1071 m above sea level) is situated in the SE-flank of the Rachel mountain (Bavarian Forest). Water body and sediment of this lake give information about palaeo- and present environmental condi-

tions, especially about pollution and acidification. Two sediment cores of 3 m length representing the whole holocene and a greater section of the late glacial period are investigated. The enrichment of the heavy metals lead and cadmium is remarkable but corresponding with results from other Bavarian lakes.

The majority of the diatom taxa found in the sediment is characteristic for acid lakes. A comparison of the diatoms of the oldest sediment layer 286-287 with those in 272-271 cm indicates an acidification already in this early period. The diatom communities from 269 cm to 0 cm sediment depth show an acceleration of acidification in the water body in recent times.

5. Danksagung

Der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald sei für die freundliche personelle und technische Unterstützung gedankt.

Tabelle 5

Diatomeentaxa, die in den Präparaten mit großer Individuenzahl vorkommen.

Erklärung der Abkürzungen: Ch. – Cholnoky
K. – Kramer
S. – Siemińska
Z. – Zabjelina

Taxa	Tiefe (in cm)	Ökologische Eigenschaften
1. <i>Anomoeoneis serians</i> (Bréb.) Cl.	256-0	In oligotrophen Gewässern mit geringem Elektrolytgehalt (K). pH-Optimum bei pH 5,2 (Ch.).
2. <i>Anomoeoneis brachysira</i> (Bréb) Grun.	271-0	Bevorzugt oligotrophe Gewässer mit geringem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum bei pH 5,2 (Ch.).
3. <i>Asterionella fibula</i> (Bréb.) Hust.	186-0	-
4. <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	194-0	pH-Optimum über 8,0 (Ch.).
5. <i>Cymbella amphicephala</i> Näg.	271-0	Bevorzugt Gewässer mit mittlerem Mineralgehalt (K.). pH-Optimum 7,3 bis 7,4 (Ch.).
6. <i>Cymbella caespitosa</i> (Kütz.) Brun	271-261, 246, 78, 14	Bevorzugt Gewässer mit höherem Mineralgehalt (K.).
7. <i>Cymbella cesatii</i> (Rabh.) Grun.	271, 156-84, 24-0	In den Alpen, besonders in sauerstoffreichen Biotopen (K.).
8. <i>Cymbella gracilis</i> (Rabh.) Cl.	271-60	Bevorzugt oligotrophe Gewässer mit geringem Elektrolytgehalt (K.).
9. <i>Cymbella microcephala</i> Grun.	271-216, 132, 30	Verbreitet in Gewässern mit niedrigem (Moorgewässer) bis hohem Salzgehalt (K.). pH-Optimum etwa 7,3 (Ch.).
10. <i>Cymbella naviculiformis</i> Auersw.	271-168, 0	Gedeiht optimal in Gewässern mit einem mittleren pH zwischen 7,5 und 8,0 und scheint größere pH-Schwankungen nicht ertragen zu können (Ch.).
11. <i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cl.	234-192	Bevorzugt Gewässer mit höherem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum sicher über 8,0 (Ch.).
12. <i>Cymbella turgida</i> (Greg.) Cl.	286-168, 78	Bevorzugt Gewässer mit niedrigem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum etwas unter pH 7,5 (Ch.). Kann pH-Schwankungen sehr schlecht ertragen (Ch.).
13. <i>Cymbella ventricosa</i> Kütz.	286-138, 30-0	pH-Optimum um 7,4 bis 7,8 (Ch.).
14. <i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	271-168	pH-Optimum liegt zwischen 7,4 und 7,8 (Ch.).
15. <i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heib. var. <i>mesodon</i> (Ehr.) Grun.	286-80	In Gebirgsgewässern in kalten Biotopen (S).
16. <i>Diatoma vulgare</i> Bory	261-84	pH-Optimum über 8,0, wahrscheinlich um pH 8,2 (Ch.).

17. <i>Eunotia arcus</i> Ehr.	271, 204-102, 24	pH-Optimum um oder vielleicht über pH 6 (Ch.).
18. <i>Eunotia bigibba</i> Kütz.	265-180, 132-0	pH-Optimum zwischen 5,0 und 5,5 (Ch.). pH-Schwankungen scheinen auch von dieser Art kaum ertragen zu werden (Ch.).
19. <i>Eunotia exigua</i> (Bréb.) Rabh.	240, 192-140, 78	pH-Optimum zwischen 5,2 und 5,3 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
20. <i>Eunotia faba</i> (Ehr.) Grun.	132-78, 0	pH-Optimum zwischen 5,0 und 5,5 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
21. <i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb) Kütz.	216-192, 132-30	pH-Optimum zwischen 5,2 und 5,5 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
22. <i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grun.	240-0	pH-Optimum zwischen 5,5 und 6,0 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
23. <i>Eunotia meisteri</i> Hust.	180-78, 24	In Moorgewässern (S.).
24. <i>Eunotia meisteri</i> Hust. var. <i>bidens</i> Hust.	180, 170, 90, 78, 72, 24	pH-Optimum 5,5 (Ch.).
25. <i>Eunotia papilio</i> (Grun.) Hust.	246, 228, 90, 24, 14, 0	Das Optimum der Art liegt sicher sehr niedrig (Ch.).
26. <i>Eunotia parallela</i> Ehr.	126-78, 24, 18, 14, 6	pH-Optimum 5,0 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
27. <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillw. ? Kütz.) Rabh.	156-138, 78, 0	pH-Optimum 6,5 (Ch.) Nominatform eurytoper Kosmopolit (S.).
28. <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillw. ? Kütz.) Rabh. var. <i>minor</i> (Kütz.).	192-120, 78	-
29. <i>Eunotia polydentula</i> Brun var. <i>perpusilla</i> Grun.	132-78, 0	pH-Optimum zwischen 5,2 und 5,5 (Ch.). In den schwach und mittelsauren Gewässern (S.).
30. <i>Eunotia robusta</i> Ralfs.	132-120, 90-0	pH-Optimum niedrig, ungefähr bei 5,0 (Ch.). In Moortümpel (S. Z.).
31. <i>Eunotia robusta</i> Ralfs var. <i>diadema</i> (Ehr.) Ralfs	172-126	In den Gebirgen (S. Z.). Gemeinsam mit der Art (Z.).
32. <i>Eunotia robusta</i> Ralfs var. <i>tetraodon</i> (Ehr.) Ralfs	186-126	In den Gebirgen (S. Z.). Gemeinsam mit der Art (Z.).
33. <i>Eunotia sudetica</i> O. Müll.	240-222, 192, 72, 66	pH-Optimum niedrig (Ch.). In Moorgewässern (S.).
34. <i>Eunotia tenella</i> (Grun.) Hust.	234-156, 84, 24, 0	pH-Optimum 6,0 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
35. <i>Eunotia valida</i> Hust.	286, 271-114, 84, 0	ph-Optimum zwischen 5,0 und 5,5 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
36. <i>Eunotia veneris</i> (Kütz.) O. Müll.	132-78, 0	In Moorgewässern (S.).
37. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun.	180-132, 78-60, 24	pH-Optimum etwa 7,7-7,8 (Ch.).
38. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni	271-0	Nominatform eurytoper Kosmopolit, vor allem aber im Litoral von Gewässern und Quellen. Massenvorkommen in elektrolytarmen Gewässern, findet sich auch bei mittlerem Elektrolytgehalt. (K.).
39. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni var. <i>saxonica</i> (Rabh.) De Toni	271-0	Nordisch-alpin, bevorzugt dystrophe, elektrolytarmer Gewässer, vor allem Hochmoore (K.).
40. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni var. <i>saxonica</i> (Rabh.) De Toni f. <i>capitata</i> (Mayer) Hust.	271-0	Wahrscheinlich wie var. <i>saxonica</i>
41. <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Cl.	286-256	Die Charakterisierung der Art „alkalophil“ ist sicher irreführend weil ebenso hohe Vitalität regelmäßig auch in elektrolytarmen Milieu, weit unter dem Neutralpunkt, zusammen mit artenreichen <i>Eunotia</i> - <i>Pinnularia</i> Vergesellschaftungen festzustellen ist (K.). pH.-Optimum der Nominatform um, vielleicht auch über 8. Varietäten der Art ... haben keine von der des Typus abweichende Autoökologie (Ch.).
42. <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>coronatum</i> (Ehr.) W. Sm.	286-150	
43. <i>Gomphonema capitatum</i> Ehr.	271-204	In elektrolytreicheren Gewässern (K.).
44. <i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Grun.	147, 135, 132-114, 96, 78	pH-Optimum etwa 7,8 bis 8,2 (Ch.).

45. <i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz.	204-0	In kalten Biotopen, in Gebirgen (S.).
46. <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs	271, 150, 138, 84, 60, 42, 0	pH-Optimum zwischen 7,9 und 8,2 (Ch.).
47. <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs var. <i>angustissima</i> (O. Müll.) Hust.	170, 78, 60, 42, 18, 0	-
48. <i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz.	286-0	pH-Optimum sicher unter pH 8,0 (Ch.).
49. <i>Navicula minima</i> Grun.	204, 192, 156, 90, 72	In unterschiedlichsten Biotopen (K.). pH-Optimum zwischen 7,5 und 8,0 (Ch.).
50. <i>Navicula radiosa</i> Kütz.	204, 192-0	Indifferent zum pH und Elektrolytgehalt (K.). Das pH-Optimum liegt wohl dem Neutralpunkt nahe (Ch.).
51. <i>Navicula rotaena</i> (Rabh.) Grun.	250-0	pH-Optimum unter 6,0 (Ch.).
52. <i>Navicula subtilissima</i> Cl.	150-0	In Hochmooren und damit in Kontakt stehenden extrem sauren und elektrolytarmen Biotopen (K.).
53. <i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl. var. <i>amphirhynchus</i> (Ehr.) Cl.	192, 180, 162, 78, 0	-
54. <i>Neidium bisulcatum</i> (Lagerst.) Cl.	271-24, 0	In moorigen Sümpfen mit geringem Elektrolytgehalt.
55. <i>Neidium bisulcatum</i> (Lagerst.) Cl. f. <i>undulatum</i> O. Müll	271-204, 198, 192	pH-Optimum zwischen 5,0 und 6,0 (Ch.).
56. <i>Neidium dubium</i> (Ehr.) Cl.	216-114, 78	In oligosaprogenen Gewässern mit mittlerem, selten auch höherem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum um pH 6,0 (Ch.).
57. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl.	286, 210-156, 114-0	Kosmopolit. In verschiedenen oligosaprogenen Gewässern mit mittlerem Elektrolytgehalt (K.).
58. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl. f. <i>vernalis</i> Reich.	234-14, 0	pH-Optimum um pH 6,0 (Ch.).
59. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl. f. <i>maximum</i> (Cl.) Hust.	204-180, 36	pH-Optimum um pH 6,0 (Ch.).
60. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl. var. <i>amplicatum</i> (Ehr.) Cl. (= <i>N. amplicatum</i>)	192-168	In oligo – bis mesotrophen Gewässern mit mittlerem Elektrolytgehalt (K.).
61. <i>Neidium productum</i>	259-72	Scheint Gewässer mit geringem Elektrolytgehalt zu bevorzugen und wurde besonders in dystrophen Gewässern gefunden, während sie in Gewässern mit mittlerem Elektrolytgehalt meist fehlt (K.). pH-Optimum um, vielleicht etwas unter pH 6,0 (Ch.).
62. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr.	286-0	In Gewässern mit unterschiedlichem Elektrolytgehalt (K.).
63. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr. var. <i>linearis</i> Hust.	286, 168-84, 0	Optimum etwa pH 6,0. Die sogenannten „Varietäten“ der Art ... sind ökologisch vom Typus nicht verschieden (Ch.).
64. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr. <i>parva</i> (Ehr.) Grun.	246, 150-114	
65. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr. f. <i>subundulata</i> Mayer.	120-84, 0	
66. <i>Pinnularia hemiptera</i> (Kütz.) Cl.	271-192	In Gebieten, besonders in Gebirgsgewässern mit niedrigem bis mittlerem Elektrolytgehalt verbreitet (K.). Optimum zwischen pH 5,8 und 6,4 (Ch.).
67. <i>Pinnularia interrupta</i> W. Sm.	271-0	Überall verbreitet, scheint aber oligosaprogenen Gewässern mit niedrigem Mineralgehalt zu bevorzugen (K.).
68. <i>Pinnularia interrupta</i> W. Sm. f. <i>minutissima</i> Hust.	271-0	(K.). pH-Optimum um 7,5 oder vielleicht etwas höher (Ch.).
69. <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl.	286-78	Nominatform häufiger in Gewässern mit niedrigem Elektrolytgehalt, seltener mit mittlerem und höherem Elektrolytgehalt (K.).
70. <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl. f. <i>biundulata</i> O Müll.	286-78	

71. <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl. var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Hust.	286-78	Die Art und ihre Varietäten und Formen haben ein höheres pH-Optimum als die meisten anderen Arten der Gattung, es liegt aber kaum über pH 7,0 (Ch. Seite 334). <i>P. microstauron</i> und ihre Varietäten, besonders die var. <i>brebissonii</i> , können auch in schwach alkalischen Gewässern eine gewisse, nicht besonders hohe Häufigkeit erreichen, ihr pH-Optimum liegt aber wahrscheinlich bei pH 6,8 oder 6,9 (Ch. Seite 417).
72. <i>Pinnularia nobilis</i> Ehr.	246-138, 126, 102	In dystrophen Gewässern und solchen mit niedrigem Elektrolytgehalt (K.).
73. <i>Pinnularia polyonca</i> (Bréb.) O. Müll.	192-12, 0	Scheint Gewässer mit niedrigem Elektrolytgehalt zu bevorzugen (K.). Optimum unter pH 6 (Ch.).
74. <i>Pinnularia subcapitata</i> Greg.	246, 240, 132, 78, 14, 0	In Gewässern mit geringem Elektrolytgehalt, besonders im Gebirge (K.). Ist eine allgemein verbreitete und sehr häufige Bewohnerin saurer Gewässer, deren pH-Optimum zwischen pH 5,5 und 5,8 liegt (Ch.).
75. <i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehr.	286-192, 114, 84, 30	Besonders in Gewässern mit geringem, aber auch mittlerem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum zwischen pH 5,6 und 6,0 (Ch.).
76. <i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehr. var. <i>subdetica</i> (Hilse) Hust.	265-192, 156	-
77. <i>Stauroneis anceps</i> Ehr.	286-0	In allen Gewässertypen (K.). pH-Optimum unter, aber nahe pH 7 (Ch.).
78. <i>Stauroneis anceps</i> Ehr. f. <i>gracilis</i> (Ehr.) Cl.	204-192, 168-150, 60	
79. <i>Stauroneis anceps</i> Ehr. f. <i>linearis</i> (Ehr.) Cl.	286-0	
80. <i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch.) Ehr.	286-0	Litoralform, auch in stärker verschmutzten, eutrophen Gewässern aller Art verbreitet und häufig (K.). Optimum etwa pH 6,8 (Ch.).
81. <i>Stenopterobia intermedia</i> Levis	210-0	In dystrophen Gewässern (K.). In Moortümpeln (S.) pH-Optimum 5,5 (Ch.).
82. <i>Stephanodiscus astraea</i> Hust	271, 253, 222, 186, 120, 90, 24	In eutrophen Gewässern (S.). pH-Optimum bei pH 8,3 (Ch.).
83. <i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun. var. <i>minutus</i> (Kütz.) Grun	286, 216, 72, 66, 48, 24, 0	
84. <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	286, 240-24	In eutrophen Gewässern (S.). Das pH-Optimum liegt ebenfalls hoch, sicher um oder über pH 8,2 (Ch.). Alkalophil (Kalbe).
85. <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun. var. <i>pulsillus</i> Grun.	222-216, 150, 138-108	
86. <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun. var. <i>stratior</i> Kalbe	216, 150, 138-108, 24	
87. <i>Surirella linearis</i> W. Sm.	265-138, 24, 0	pH-Optimum um, vielleicht etwas unter pH 6.
88. <i>Surirella linearis</i> W. Sm. var. <i>constricta</i> (Ehr.) Grun.	240, 204-120, 0	-
89. <i>Surirella linearis</i> W. Sm. var. <i>helvetica</i> (Brun) Meist.	271, 210-120, 0	-
90. <i>Synedra acus</i> Kütz.	162-114, 0	pH-Optimum zwischen pH 7,4 und 7,6 (Ch.).
91. <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	138, 120, 108, 102, 96, 78, 0	Das pH-Optimum 5,8 (Ch.). pH-Optimum um pH 5,0, nicht höher als 5,3 (Ch.).
92. <i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	271-0	pH-Optimum um pH 5,0, nicht höher als 5,3 (Ch.).
93. <i>Coscinodiscus</i> sp.	265-0	

Tabelle 6

Diatomeentaxa, die in den Präparaten nur vereinzelt vorkommen

Taxa	Tiefe	Taxa	Tiefe
1. <i>Achnanthes coarcta</i> (Bréb.) Grun.	250	49. <i>Eunotia microcephale</i> Krasske var. <i>tridentula</i> (Mayer) Hust.	102, 78
2. <i>Achnanthes conspicua</i> Mayer	180, 0	50. <i>Eunotia monodon</i> Ehr.	222
3. <i>Achnanthes flexella</i> (Kütz.) Grun.	261	51. <i>Eunotia monodon</i> Ehr. var. <i>bidens</i> (Greg.) W. Sm.	246, 216
4. <i>Achnanthes inflata</i> (Kütz.) Grun.	271	52. <i>Eunotia praerupta</i> Ehr.	162, 90, 84, 0
5. <i>Achnanthes kryophila</i> Petersen	259	53. <i>Eunotia praerupta</i> Ehr. var. <i>bidens</i> (W. Sm.) Grun.	216, 138.
6. <i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun.	265	54. <i>Eunotia septentrionalis</i> Oestr.	253, 216, 114
7. <i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun. var. <i>elliptica</i> Cl.	132	55. <i>Eunotia sudetica</i> O. Müll. var. <i>bidens</i> Hust.	0
8. <i>Amphora ovalis</i> Kütz.	192, 60	56. <i>Eunotia suecica</i> Cl.	222
9. <i>Asterionella formosa</i> Hass.	216, 120	57. <i>Fragilaria alpestris</i> Krasske	170
10. <i>Caloneis becillum</i> (Grun.) Mer.	280, 271	58. <i>Fragilaria brevistriata</i> Grun.	271, 261
11. <i>Caloneis clevei</i> (Lagerst.) Cl.	265	59. <i>Fragilaria constricta</i> Ehr.	132, 0
12. <i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl.	285, 265, 261, 259, 256	60. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>binodis</i> (Ehr.) Grun.	60
13. <i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl. var. <i>alpina</i> Cl.	259	61. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>exigua</i> (W. Sm.) Schulz.	174
14. <i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl. var. <i>ventricosa</i> (Ehr.) Donk.	286, 265, 256	62. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>venter</i> (Ehr.) Grun.	174
15. <i>Ceratoneis arcus</i> (Ehr.) Kütz.	286, 256	63. <i>Fragilaria inflata</i> (Heid.) Hust.	271, 265, 228
16. <i>Cocconeis antiqua</i> Temp. et Br.	78	64. <i>Fragilaria intermedia</i> Grun.	102
17. <i>Cocconeis imperatrix</i> A. S.	78	65. <i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	265, 174, 156, 150
18. <i>Cocconeis pinnata</i> Greg.	78	66. <i>Fragilaria virescens</i> Ralfs var. <i>capitata</i> Oestr.	0
19. <i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	192, 0	67. <i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	271, 126
20. <i>Cyclotella commensis</i> Grun.	132	68. <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.	286, 240, 192
21. <i>Cyclotella compta</i> (Ehr.) Kütz.	192	69. <i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabh.	265, 198, 192
22. <i>Cyclotella ocellata</i> Pant.	286	70. <i>Gomphonema constrictum</i> Ehr.	286, 259
23. <i>Cyclotella operculata</i> (Ag.) Kütz. var. <i>mesolein</i> Grun.	286	71. <i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	216, 120
24. <i>Cymbella aspera</i> (Ehr.) Cl.	286	72. <i>Gomphonema lanceolatum</i> Ehr.	240, 216, 84
25. <i>Cymbella brehmii</i> Hust.	210	73. <i>Gomphonema longiceps</i> Ehr. var. <i>subclavatum</i> Grun.	204
26. <i>Cymbella cuspidata</i> Kütz.	192	74. <i>Gomphonema longiceps</i> Ehr.	271, 210
27. <i>Cymbella delicatula</i> Kütz.	132, 90	75. <i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz	180
28. <i>Cymbella hebridica</i> (Greg.) Grun.	234, 216, 2	76. <i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kütz.) Rabh.	286, 265, 162
29. <i>Cymbella hybrida</i> Grun.	286, 240	77. <i>Gyrosigma kützingii</i> (Grun.) Cl.	265
30. <i>Cymbella laevis</i> Näg.	198	78. <i>Hantzschia amphioxus</i> (Ehr.) Grun.	265
31. <i>Cymbella mutica</i> Torka	271	79. <i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz. var. <i>alpigena</i> Grun	192, 0
32. <i>Cymbella perpusilla</i> Cl.	90	80. <i>Melosira islandica</i> O. Müll.	60, 0
33. <i>Cymbella pusilla</i> Grun.	192	81. <i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz var. <i>valida</i> (Grun.) Hust.	192, 0
34. <i>Cymbella saxonica</i> Bily et Marvan	271, 102, 78	82. <i>Meridion circulare</i> Ag.	271, 240, 216
35. <i>Cymbella sinuata</i> Greg.	192, 30, 24, 0	83. <i>Meridion circulare</i> Ag. var. <i>constricta</i> (Ralfs) V. H.	216, 192, 168
36. <i>Cymbella turgidala</i> Grun.	216	84. <i>Navicula anglica</i> Ralfs	271
37. <i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cl.	253	85. <i>Navicula atomus</i> (Näg.) Grun.	271
38. <i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cl. var. <i>oblongella</i> (Näg.) Cl.	253	86. <i>Navicula bacillum</i> Ehr.	286
39. <i>Diploneis parma</i> Cl.	286	87. <i>Navicula bicapitelata</i> Hust.	216
40. <i>Eunotia arcus</i> Ehr. var. <i>fal-lax</i> Hust.	271, 174, 170	88. <i>Navicula cari</i> Ehr.	78, 0
41. <i>Eunotia bidentula</i> W. Sm.	216, 192	89. <i>Navicula cinta</i> (Ehr.) Kütz	286
42. <i>Eunotia bigibba</i> Kütz. var. <i>pumila</i> Grun.	240, 222, 78, 0	90. <i>Navicula cinta</i> (Ehr.) Kütz. var. <i>heufferli</i> Grun.	271
43. <i>Eunotia diodon</i> Ehr.	271, 240, 228, 84		
44. <i>Eunotia exigua</i> (Bréb.) Rabh. var. <i>bidens</i> Hust	216		
45. <i>Eunotia gracilis</i> (Ehr.) Rabh.	222		
46. <i>Eunotia kocheliensis</i> O. Müll.	216, 90		
47. <i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grun. var. <i>capitata</i> Grun.	0		
48. <i>Eunotia microcephala</i> Krasske	168, 78		

Tabelle 6 (Fortsetzung)

Taxa	Tiefe	Taxa	Tiefe
91. <i>Navicula cocconeiformis</i> Greg.	286	141. <i>Surirella delicatissima</i> Laevis	0
92. <i>Navicula contenta</i> Grun. f. <i>paralella</i> Peterson	0	142. <i>Surirella moelleriana</i> Grun.	0
93. <i>Navicula cryptocephala</i> Kütz. var. <i>lata</i> Porecki et Anisimowa	192	143. <i>Surierella ovata</i> Kütz. var. <i>pinnata</i> (W. Sm.) Hust.	265
94. <i>Navicula digitulus</i> Hust.	259, 256, 240	144. <i>Surirella robusta</i> Ehr.	216, 210
95. <i>Navicula exigua</i> (Greg.) O. Müll.	240, 228, 72	145. <i>Surirella tenera</i> Greg.	250, 204
96. <i>Navicula fragilarioides</i> Krasske	0	146. <i>Synedra acus</i> Kütz. var. <i>angustissima</i> Grun.	60
97. <i>Navicula graciloides</i> Mayer	259, 253, 250	147. <i>Synedra amphicephala</i> Kütz.	192, 168
98. <i>Navicula grimmei</i> Krasske	259	148. <i>Synedra capitata</i> Ehr.	286
99. <i>Navicula hungarica</i> Grun.	259	149. <i>Synedra pulchella</i> (Ralfs) Kütz.	286, 192, 132, 0
100. <i>Navicula lapidosa</i> Krasske	256	150. <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.	256
101. <i>Navicula microcephala</i> Grun.	271, 259	151. <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr. var. <i>danica</i> (Kütz.) Grun.	253, 210, 168
102. <i>Navicula mutica</i> Kütz.	286		
103. <i>Navicula placentula</i> (Ehr.) Grun.	286		
104. <i>Navicula pupula</i> Kütz.	256, 246, 0		
105. <i>Navicula pupula</i> Kütz. var. <i>eliptica</i> Hust.	265, 0		
106. <i>Navicula pusio</i> Cleve.	246		
107. <i>Navicula pseudoscutiformis</i> Hust.	204, 192		
108. <i>Navicula reinhardtii</i> Grun.	216, 156, 0		
109. <i>Navicula schönfeldii</i> Hust.	256		
110. <i>Navicula variostriata</i> Krasske	0		
111. <i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl.	198, 186, 84, 0		
112. <i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl. var. <i>longiceps</i> (Greg.) Cl.	265, 210, 192, 150		
113. <i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm.	36, 0		
114. <i>Nitzschia fonticola</i> Grun.	271, 180, 174, 156, 132		
115. <i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grun.	271, 228		
116. <i>Nitzschia linearis</i> W. Sm.	192		
117. <i>Nitzschia paleacea</i> Grun.	102		
118. <i>Nitzschia romana</i> Grun.	259, 24		
119. <i>Nitzschia sublinearis</i> Hust.	204.		
120. <i>Pinnularia acrosphaeria</i> Bréb.	222		
121. <i>Pinnularia appendiculata</i> (Ag.) Cl.	180, 126		
122. <i>Pinnularia borealis</i> Ehr.	240, 132, 72, 0		
123. <i>Pinnularia borealis</i> Ehr. var. <i>brevicostata</i> Hust.	186		
124. <i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cl.	192, 24		
125. <i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cl. var. <i>amphicephala</i> (Mayer) Hust.	60		
126. <i>Pinnularia divergens</i> W. Sm.	126		
127. <i>Pinnularia cardinaliculus</i> Cleve	126		
128. <i>Pinnularia episcopalis</i> Cl.	234		
129. <i>Pinnularia leptosoma</i> Grun.	192		
130. <i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehr.) W. Sm.	286, 253		
131. <i>Pinnularia stauroptera</i> Grun.	192		
132. <i>Pinnularia subsolaris</i> (Grun.) Cl.	271		
133. <i>Stauroneis acuta</i> W. Sm.	234, 222		
134. <i>Stephanodiscus alpinus</i> Hust.	0		
135. <i>Stephanodiscus dubius</i> (Frikke) Hust.	216, 174, 72, 0		
136. <i>Stephanodiscus tenuis</i> Hust.	216, 180, 84		
137. <i>Surirella angustata</i> Kütz.	271, 265		
138. <i>Surirella birostrata</i> Hust.	216, 192, 0		
139. <i>Surirella biseriata</i> Bréb.	0		
140. <i>Surirella capronii</i> Bréb.	216, 210, 204, 192		

6. Literaturverzeichnis

AUTORENKOLLEKTIV (1982): Saurer Regen – Ursachen, Folgen, Gegenmaßnahmen. – Kölner Volksblatt – Katalyse Umweltgruppe, Köln.

BAUBERGER, W. (1964): Werdegang und Bau des Moldanubikums. – Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:500 000, hrsg. v. Bayer. Geolog. Landesamt München.

BAUBERGER, W. (1977): Geologische Karte von Bayern. – Erl. z. Blatt 7046/7047 Spiegelau/Finsterau, hrsg. v. Bayer. Geolog. Landesamt München.

BLENDINGER, H. u. WOLF, H. (1971): Die Magnetkieslagerstätte Silberberg bei Bodenmais und weitere Erzvorkommen im Hinteren Bayer. Wald. – Der Aufschluß, Sonderheft 21, Heidelberg.

CHOLNOKY, B. J. (1968): Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. J. Cramer Verlag.

DICKSON, W. (1978): Some effects of the acidification of Swedish lakes. – Verh. Intern. Verein. Limnol. 20.

ELLING, W., BAUER, G., KLEMM, H., KOCH, H. (1979): Klima und Böden. – Waldstandorte, Nationalpark Bayer. Wald, H. 1.

ERGENZINGER, P. (1967): Die eiszeitliche Vergletscherung des Bayer. Waldes. – Eiszeitalter und Gegenwart, 18.

FINCK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten. – Kiel 1976.

FIRBAS, F. (1949/52): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. 2 Bände.

FLURL, M. (1792): Beschreibung der Gebirge von Baiern und der oberen Pfalz. – München 1792.

FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. – Berlin, Heidelberg, New York 1974.

FÖRSTNER, U. u. SALOMONS, W. (1983): Freisetzung schädlicher Metallverbindungen aus Sedimenten. – Geowiss. in unserer Zeit, Jg. 1, Nr. 2, Weinheim.

HÄGERHÄLL, B. (1982): Übersäuerung der Umwelt – Eine massive Zerstörung der Ökosysteme in Schweden. – Akt. Inf. aus Schweden 281.

HAUNER, U. (1980): Eiszeitliche Formen und Ablagerungen. – National-

- park Bayer. Wald, H. 5, hrsg. v. Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landw. u. Forsten.
- HELLMANN, H. (1972):
Definition und Bedeutung des Backgrounds für umweltschutzbezogene gewässerkundliche Untersuchungen. – Dt. Gewässerkundl. Mitt. 16, H. 6.
- KADLUBOWSKA, J. Z. (1978):
Methods of representative analysis of diatom communities. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20. 1275-1288.
- KWIATOWSKI, R. E., ROFF, J. C. (1976):
Effects of acidity on the phytoplankton and primary productivity of selected northern Ontario lakes. – Can. J. Bot. 54.
- LENHARDT, B. u. STEINBERG, C. (1984):
Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. – Hrsg. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft.
- MERKT, J. et al. (1971):
Vorschlag zur Gliederung und Definition der limnischen Sedimente. – Geol. Jb. 89, Hannover.
- MINISTRY OF AGRICULTURE ENVIRONMENT, '82 COMITEE
Acidification Today and Tomorrow.
- MÖLLER, L. (1955):
Geogr. Verteilung der Konzentration gelöster Substanzen von Grund- und Oberflächengewässern Südwestdeutschlands in limnologischer Sicht. – Verh. d. Intern. Verein. Limnol. 12.
- MUROZUMI, M., CHOW T. J. u. PATTERSON, C. (1969):
Chemical concentrations of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. – Geochim. Cosmochim. Acta 33.
- NIRSCHL, H. (1983):
Untersuchungen zum Sedimentchemismus im Rachelsee. – Diplom-Arbeit an der FH München.
- NOACK, E.-M. (1979):
Witterung und Klima im Nationalpark Bayerischer Wald. – Nationalpark Bayer. Wald, Heft 5, hrsg. v. Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landw. u. Forsten.
- PETERMANN, R. u. SEIBERT, P. (1989):
Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayer. Wald (mit Vegetationskarte). – Nationalpark Bayer. Wald, H. 4, hrsg. v. Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landw. u. Forsten.
- PLOCHMANN, R. (1979):
Mensch und Wald. – München 1979.
- PRÖMPER, R. (1982):
Element- und isotopenspezifische Sedimentation im Einzugsgebiet des Gr. Arbersees (Bayer. Wald) während des Spät- und Postglazials unter besonderer Berücksichtigung rezenter Veränderungen im Ökosystem. – Diplom-Arbeit am Geogr. Inst. der LMU-München.
- REISSINGER, A. (1930):
Der Schwarze See im Böhmerwald. – Die ostbayer. Grenzmarken, Monatsschrift d. Inst. f. Ostbayer. Heimatforschung 3.
- REISSINGER, A. (1931):
Schlammuntersuchungen am Schwarzen See im Böhmerwald. – Stuttgart 1931.
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (1979):
Lehrbuch der Bodenkunde; 10. Aufl., Ferd. Enke, Verl. Stuttgart.
- SCHLEGEL (1981):
Allgemeine Mikrobiologie. – Stuttgart (1981):
- SCHWARBACH, M. (1950):
Das Klima der Vorzeit.
- SEYFERT, I. (1981):
Der Abbau von Erz- und Quarzvorkommen im Bereich des Nationalparks Bayer. Wald. – Der Aufschluß, Sonderband 31, Heidelberg.
- STRAKA, H. (1970):
Pollenanalyse und Vegetationsgeschichte. – Wittenberg Lutherstadt.
- TÖLG, G. (1973):
Zur Frage systematischer Fehler in der Spurenanalyse der Elemente. – Vom Wasser 40.
- TUREKIAN, K. K. u. WEDEPOHL (1961):
Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. – Bull. Geol. Soc. Am.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT PASSAU (1982):
Rachelseeuntersuchung/Tiefenprofil N^o – 4110 – 1009/82 – 012.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Joanna Z. Kadlubowska
Department of Algology
University of Lodz
Banacha 12/16
90-237 Lodz/POLEN

Dr. Günther Michler
Inst. f. Geographie
(Lehrstuhl Prof. Dr. F. Wilhelm)
Luisenstr. 37
8000 München 2

Die Bedeutung der Biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz im Grünland

Detlef Mahn und Anton Fischer

1. Problematik und Ziel

Die heutige intensive Nutzung der Landschaft durch den Menschen hat den Rückgang zahlreicher Tier- und Pflanzenarten zur Folge, da deren Lebensräume vernichtet werden. So weist die Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen der BRD (KORNECK & SUKOPP 1988) etwa ein Drittel aller heimischen Gefäßpflanzenarten als gefährdet, vom Aussterben bedroht oder ausgestorben aus; die Roten Listen der verschiedenen Tiergruppen (BLAB et al. 1984) nennen meist sogar höhere Anteile. Noch stärker als die einzelnen Tier- und Pflanzenarten sind deren Lebensgemeinschaften bedroht: so stehen in Schleswig-Holstein 46 % der Pflanzenarten, aber 76 % der Pflanzengesellschaften auf der Roten Liste (DIERSSEN 1988), in Niedersachsen sind es 41 % der Arten und 79 % der Gesellschaften (HAEUPLER et al. 1983, PREISING 1986). In den Nachbarländern der Bundesrepublik herrscht eine ähnliche Situation (KNAPP et al. 1985, MORAVEC 1986, PIOTROWSKA 1986).

Als Hauptverursacher des Artenschwundes ist die moderne Landwirtschaft anzusehen, nachdem die Landbewirtschaftung bis ins 19. Jahrhundert hinein zu einer Bereicherung von Flora, Vegetation und Fauna beigetragen hatte. In einer Analyse der Gefährdungsursachen der Gefäßpflanzen der BRD kommen KORNECK & SUKOPP (1988) zu dem Ergebnis, daß die Landwirtschaft am Rückgang von 72 % der aktuell gefährdeten Rote-Liste-Arten beteiligt ist. Innerhalb der Landwirtschaft kommt der Grünlandwirtschaft eine besondere Bedeutung zu (beteiligt am Rückgang von 46 % der aktuell gefährdeten RL-Arten), gefolgt von Acker- und Gartenbau (35 %), Sonderkulturen (14 %), Dorfsanierung (4 %) und Flurbereinigung (3 %). Andere Verursacher tragen in geringerem Maße zur Artengefährdung bei, so der Tourismus zu 23 %, Gewerbe, Siedlung und Industrie zu 22 %, Verkehr und Transport zu 10 %. Ähnliche Ergebnisse erbrachten frühere Studien von SUKOPP et al. (1978), WEBER (1979), SUKOPP (1981) und DIERSSEN (1983, 1984).

Begründet ist die herausragende Bedeutung der Landwirtschaft für den Rückgang von Arten und Lebensräumen in ihrem im Vergleich zu Industrie, Siedlung und Verkehr erheblich größeren Flächenbedarf sowie in der Intensität der Nutzung.

Vor diesem Hintergrund scheint die biologische Landwirtschaft auf den ersten Blick geradezu prädestiniert zu sein, einen wesentlichen Beitrag zum Naturschutz zu leisten, strebt sie doch bewußt eine Minimierung chemisch-technischer Eingriffe in den Naturhaushalt und eine naturschonende Wirtschaftsweise an. Im Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen über Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985) wird ihr unter diesem Gesichtspunkt explizit ein Vorbildcharakter zuerkannt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Relevanz der biologischen Landwirtschaft für den Natur-

schutz am Beispiel der Grünlandvegetation zu untersuchen und zu bewerten. Verglichen werden Grünlandflächen von Bio-Betrieben mit unmittelbar benachbarten Parzellen unter konventioneller Bewirtschaftung. Alle Untersuchungsflächen liegen in Mittelhessen; die Ergebnisse dürften aber in den Grundzügen überregionale Gültigkeit besitzen.

2. Gefährdung und Schutz der Grünlandvegetation

2.1 Aktuelle Gefährdung und Schutzmaßnahmen

Grünland ist in der Bundesrepublik Deutschland seit einigen Jahrzehnten in ständigem Rückgang begriffen. Allein von 1970 bis 1986 schrumpfte die Grünlandfläche der BRD um 17.5 %, und der Anteil des Grünlandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche ging von 41.2 auf 37.8 % zurück (SRU 1985, STAT. BUNDESAMT 1987). Mehr und mehr wird Dauergrünland durch Feldfutterbau ersetzt und der Anbau von Mais, Klee-Gras-Gemengen und Weidelgras ausgeweitet.

Die Entwicklung des verbleibenden Grünlandes ist durch zwei gegenläufige Trends gekennzeichnet: Zum einen werden landwirtschaftlich unrentable Bestände aus der Nutzung entlassen, zum anderen werden die produktiven Flächen einer immer intensiveren Behandlung unterzogen.

Der erstgenannte Prozeß betrifft vor allem seltene und damit besonders schutzbedürftige Pflanzengesellschaften bzw. Ökosysteme wie Streuwiesen, Seggenrieder, Borstgrasrasen und Halbtrockenrasen, die – soweit sie nicht in Acker- oder Siedlungsland umgewandelt wurden – vielerorts der Sukzession überlassen oder sogar aufgeforstet werden. MEISEL (1979b) schätzt, daß die Bestände derartiger Pflanzengesellschaften seit Anfang der fünfziger Jahre um 70-90 % zurückgegangen sind. Begonnen hat dieser Rückgang jedoch bereits im 19. Jahrhundert (MEISEL 1984).

Der zweite Vorgang, die fortschreitende Grünlandintensivierung, betrifft das gesamte „normale“ Wirtschaftsgrünland. Folgende Veränderungen kennzeichnen diesen Wandel:

- Umstellung von Wiesen- zu Weide- und Mähweidewirtschaft. Die Fläche der Wiesen nahm von 1970 bis 1986 um 25.7 % ab, die der Weiden und Mähweiden um 4.8 %; der relative Anteil der letzteren am Grünland hat also zugenommen (SRU 1985, STAT. BUNDESAMT 1987). Da die Mähweide der Wiese aus landwirtschaftlich-ökonomischer Sicht deutlich überlegen ist (KÖNEKAMP 1965, RIEDER 1983, DIETL 1986), hat sie in viele ehemals typische Wiesenlandschaften Einzug gehalten.
- Erhöhung der Nutzungsfrequenz und -intensität. Wurde die „klassische“ Fettwiese zweimal pro Jahr gemäht, so ist bei starker Düngung eine 4-6-malige Mahd möglich. Die Erhöhung der Nutzungsfrequenz ist mit einer Vorverlegung der

Tabelle 1

Grünlandarten mit Bestandesrückgang, die nicht auf der Roten Liste der BRD stehen (nach Angaben von MEISEL 1970, 1977, 1979b, 1983, 1984, MEISEL & HÜBSCHMANN 1976, HUNDT 1983)

x = in den hier untersuchten Beständen vorhanden

GRASER

<i>Agrostis canina</i>	x	<i>Cynosurus cristatus</i>	x
<i>Agrostis stolonifera</i>	x	<i>Danthonia decumbens</i>	
<i>Agrostis tenuis</i>	x	<i>Deschampsia cespitosa</i>	x
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x	<i>Festuca ovina</i>	
<i>Avenochloa pubescens</i>	x	<i>Glyceria fluitans</i>	
<i>Brachypodium pinnatum</i>		<i>Molinia caerulea</i>	
<i>Briza media</i>	x	<i>Nardus stricta</i>	x
<i>Bromus racemosus</i>		<i>Poa palustris</i>	

KRAUTER

<i>Achillea ptarmica</i>	x	<i>Leucanthemum ircutianum</i>	x
<i>Betonica officinalis</i>	x	<i>Linum catharticum</i>	
<i>Calluna vulgaris</i>		<i>Lychnis flos-cuculi</i>	x
<i>Caltha palustris</i>		<i>Lythrum salicaria</i>	
<i>Cardamine pratensis</i>	x	<i>Pimpinella saxifraga</i>	x
<i>Centaurea jacea</i>	x	<i>Plantago lanceolata</i>	x
<i>Cirsium palustre</i>		<i>Polygala vulgaris</i>	
<i>Comarum palustre</i>		<i>Potentilla erecta</i>	x
<i>Daucus carota</i>	x	<i>Prunella vulgaris</i>	x
<i>Dianthus deltoides</i>	x	<i>Ranunculus bulbosus</i>	x
<i>Galium album</i>	x	<i>Rhinanthus minor</i>	x
<i>Galium hircynicum</i>	x	<i>Rhinanthus serotinus</i>	
<i>Galium uliginosum</i>	x	<i>Sanguisorba officinalis</i>	x
<i>Galium verum</i>	x	<i>Saxifraga granulata</i>	x
<i>Hieracium pilosella</i>		<i>Senecio jacobaea</i>	
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>		<i>Stellaria graminea</i>	x
<i>Hypochoeris radicata</i>	x	<i>Succisa pratensis</i>	
<i>Knautia arvensis</i>	x	<i>Tragopogon pratensis</i>	x
<i>Leontodon autumnalis</i>	x	<i>Valeriana dioica</i>	
<i>Leontodon hispidus</i>		<i>Veronica chamaedrys</i>	x

LEGUMINOSEN

<i>Lathyrus pratensis</i>	x	<i>Trifolium dubium</i>	x
<i>Lotus corniculatus</i>	x	<i>Trifolium pratense</i>	x
<i>Lotus uliginosus</i>		<i>Trifolium repens</i>	x
<i>Medicago lupulina</i>		<i>Vicia cracca</i>	x
<i>Trifolium campestre</i>			

SONSTIGE

<i>Carex canescens</i>		<i>Juncus filiformis</i>	
<i>Carex leporina</i>		<i>Luzula campestris</i>	x
<i>Carex nigra</i>	x	<i>Luzula multiflora</i>	
<i>Carex panicea</i>		<i>Scirpus silvaticus</i>	
<i>Juncus effusus</i>	x		

Tabelle 2

Zunehmende Grünlandarten (weitere Hinweise s. Tab. 1)

GRASER

Agropyron repens	x	Lolium perenne	x
Alopecurus pratensis	x	Phleum pratensis	x
Arrhenatherum elatius	x	Poa annua	x
Bromus hordeaceus	x	Poa pratensis	x
Dactylis glomerata	x	Poa trivialis	x
Festuca pratensis	x	Trisetum flavescens	x

KRAUTER

Bellis perennis	x	Rumex crispus	x
Capsella bursa-pastoris	x	Rumex obtusifolius	x
Cirsium arvense	x	Stellaria media	x
Cirsium vulgare	x	Taraxacum officinale	x
Plantago major	x	Urtica dioica	x
Ranunculus repens	x		

ersten Mahd und dem Wechsel von Heu zu Silagewirtschaft gekoppelt. Auf der Weide führt die Entwicklung von der Standweide über die Umtriebs- zur Portionsweide mit hoher Besatzdichte und täglicher Weideflächenzuteilung.

- Steigerung der Düngung. Die durchschnittliche Stickstoffdüngung landwirtschaftlicher Nutzflächen betrug 1950/51 25,6 kg N ha⁻¹a⁻¹, 1982/83 waren es 120,7 kg. Der Einsatz von Kali, Phosphat und Kalk hat sich im selben Zeitraum ungefähr verdoppelt (SRU 1985).
- Zunahme des Viehbesatzes. Der Viehbesatz stieg zwischen 1970/71 und 1982/83 von 0,92 auf 1,12 GVE/ha LN; eine Zunahme um 22 %.
- Melioration. Sehr viele der ehemals feuchten bis nassen Grünlandflächen wurden im Zuge der kulturtechnischen Meliorationen drainiert.

Viele Untersuchungen aus verschiedenen Regionen Deutschlands zeigen, daß die moderne Landwirtschaft einen Bestandesrückgang zahlreicher Grünlandarten verursacht (KNAPP 1968, 1969, MEISEL 1970-1984, MEISEL & HÜBSCHMANN 1976, HUNDT 1983, RUTHSATZ 1985). Dennoch stehen nur wenige Arten des Wirtschaftsgrünlandes im engeren Sinne (*Arrhenatheretalia*) auf der Roten Liste, da sie trotz der rückläufigen Bestandsentwicklung immer noch relativ weit verbreitet sind; die derzeit als gefährdet eingestuften Grünlandarten sind zum überwiegenden Teil von jeher seltene, an sehr extensive Nutzungen gebundene Standortspezialisten, deren Gefährdung bereits im 19. Jahrhundert einsetzte. (MEISEL 1984, KUNZMANN et al. 1985).

In Tab. 1 sind diejenigen Grünlandarten zusammengefaßt, die nach Literaturangaben im Rückgang begriffen sind, aber nicht auf der Roten Liste der BRD stehen, in Tab. 2 die Arten mit zunehmender Bestandstendenz. Die Untersuchungen von KNAPP (1986) und RUTHSATZ (1985) blieben unberücksichtigt, da ihnen zumindest teilweise für die heutige landwirtschaftliche Intensivierungsphase untypische Entwicklungen zugrunde liegen.

Die Artenverschiebungen im Grünland äußern sich natürlich auch in einer Veränderung der Pflanzengesellschaften. Generell sind die mageren, z.T. auch die trockenen und feuchten Ausbildungen von

Glatthaferwiesen, Goldhaferwiesen und Weidelgrasweiden gefährdet, während „typische“ Ausbildungen, also solche ohne weitere Differentialarten, häufiger anzutreffen sind (MEISEL 1979b, DIERSSEN 1986, FOERSTER 1986). Im hessischen Mittelgebirgsland gelten mit Ausnahme der *Agropyron repens-Festuca arundinacea*-Gesellschaft alle Grünlandgesellschaften als durch Flächenrückgang oder floristische Verarmung gefährdet; selbst beim Lolio-Cynosuretum sind fast alle Bestände an Arten verarmt oder degradiert (BERGMEIER & NOWAK 1988). Die Verdrängung zahlreicher Grünlandarten durch einige wenige, häufig aus anderen Ökosystemen einwandernde Arten kann zu einer völligen Umstrukturierung von Pflanzengemeinschaften führen, deren Zuordnung zu den klassischen Grünlandgesellschaften kaum mehr möglich ist (TÜXEN 1977, ARKENAU & WUCHERPENNIG 1985, FILGER 1986, STEIN 1986).

DIERSSEN (1986) weist aber ergänzend darauf hin, daß eine Beurteilung der Gefährdung auf dem syntaxonomischen Niveau der Assoziation oft nicht sinnvoll ist. So repräsentiert das Lolio-Cynosuretum typicum den am weitesten verbreiteten Grünlandtyp Schleswig-Holsteins, während das Lolio-Cynosuretum lotetosum, eine Subassoziation feuchter Standorte, regional bereits selten geworden ist.

Der geschilderten Entwicklung kann die Sicherung kleiner, musealer Naturflecken inmitten einer ansonsten intensiv genutzten Kulturlandschaft, wie sie im traditionellen Naturschutz im Vordergrund des Interesses stand, auf Dauer nicht entgegenwirken. Daher erweitert sich der Tätigkeitsbereich des Naturschutzes heute auf die landwirtschaftlichen Produktionsflächen und den besiedelten Bereich. In der ersten Hälfte der achtziger Jahre wurden in fast allen Bundesländern Extensivierungsprogramme für Acker- und Grünlandflächen ins Leben gerufen. Die Grundstruktur aller Programme besteht in einer freiwilligen Verpflichtung des Landwirtes, bestimmte Bewirtschaftsauflagen einzuhalten, für die er einen finanziellen Ausgleich erhält. Übersichten hierzu liegen von der NATURLANDSTIFTUNG HESSEN (1987) und VOGEL (1988) vor; eine zusammenfassende Bewertung der Grünlandpro-

gramme wurde von BÜTTENDORF & MÜLLER (1988) veröffentlicht.

2.2 Biologischer Landbau und Naturschutz

Als „biologisch wirtschaftend“ werden solche landwirtschaftlichen Betriebe angesehen, die sich nach den „Rahmenrichtlinien für die Erzeugung von landwirtschaftlichen Produkten aus ökologischen Anbau in der Bundesrepublik Deutschland“ richten (STIFTUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU 1986) und sich zu deren Einhaltung vertraglich verpflichtet haben. Derzeit zählen dazu die Mitglieder von sechs Erzeugerverbänden, deren größte der „Forschungsring für biologisch-dynamische Wirtschaftsweise“ und die „Förderungsgemeinschaft organisch-biologischer Land- und Gartenbau“ sind.

Wenngleich die Anfänge der biologischen Landwirtschaft in die zwanziger Jahre unseres Jahrhunderts zurückreichen, erlebt sie einen besonderen Aufschwung erst seit den siebziger Jahren. Während 1975 in der BRD 340 Höfe mit ca. 6100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN) biologischen Landbau betrieben, waren es Ende 1988 bereits 2330 Betriebe mit ca. 42400 ha; dies entspricht ca. 0,35 % der LN der BRD (ANONYM 1989). Die jährliche Zunahme beträgt etwa 15 % (BECHMANN 1987). In Hessen werden derzeit ca. 1700 ha von 81 Betrieben biologisch bewirtschaftet (LÖSCH & MEIMBERG 1986).

Am markantesten unterscheidet sich die biologische von der konventionellen Landwirtschaft durch den Verzicht auf synthetische Stickstoffdünger, leichtlösliche Mineraldünger und synthetische Pestizide. Da der Aufwand für Dünge- und Futtermittel, mithin die Nährstoffzufuhr zum Betrieb, geringer ist als bei konventioneller Bewirtschaftung (PRIEBE 1987), kann auch eine geringere Nährstoffversorgung von Boden und Pflanze angenommen werden. Es ist zu erwarten, daß sich dieser Unterschied in einer entsprechenden Differenzierung der Grünlandvegetation widerspiegelt. – Zur genaueren Information über die Charakteristika sowie über die Ziele und Methoden des biologischen Landbaues muß auf die einschlägige Literatur (z. B. KICKUTH 1987) verwiesen werden.

Vergleichende Untersuchungen der Vegetation biologisch und konventionell bewirtschafteter Grünflächen sind bereits von mehreren Autoren vorgenommen worden. MEISEL beschrieb bei Vergleichen in Norddeutschland (MEISEL 1978) und Bayern (MEISEL 1979a) eine um ca. ein Drittel höhere Artenzahl sowie einen um 10-20 % erhöhten Kräuteranteil als Charakteristika der biologischen Wirtschaftsweise. BRAUNEWELL et al. (1985) und RAUE (1985) fanden auf biologisch bewirtschaftetem Grünland bei Rotenburg an der Fulda bzw. im Taunus ebenfalls einen höheren Kräuteranteil, jedoch eine etwa gleiche Artenzahl wie auf den konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen vor. Allerdings beruhen ihre Ergebnisse auf der Analyse von nur zwei (BRAUNEWELL et al. 1985) bzw. einer (RAUE 1985) biologisch bewirtschafteten Parzelle. STEIN (1986) stellte in der Wetterau hingegen fest, daß das Grünland eines biologisch-dynamischen Betriebes doppelt so viele Arten und einen doppelt so hohen Kräuteranteil aufwies wie die Vergleichsbestände, die einer sehr starken Düngung und intensiven Nutzung unterlagen. Leguminosen waren in den Untersuchungen von MEISEL (1979), RAUE (1985) und

STEIN (1986) auf biologisch bewirtschaftetem Grünland stärker vertreten, in der von BRAUNEWELL et al. (1985) dagegen nicht.

3. Objekte und Methoden

3.1 Untersuchungsflächen

Auf fünf biologisch-dynamisch wirtschaftenden Betrieben in Mittelhessen wurden im Jahre 1987 je 1 bis 4 Grünlandparzellen untersucht und mit einer gleichen Anzahl unmittelbar benachbarter, konventionell bewirtschafteter Grünlandbestände verglichen. Insgesamt wurden 24 Parzellen erfaßt. Die biologisch-dynamisch arbeitenden Höfe betrieben diese Wirtschaftsweise mindestens seit 1981.

Zwei der untersuchten Biobetriebe (L = Lichtenroth und M = Melchiorgrund) liegen im Vogelsberg, einer (B = Bingenheim) auf einem Basalt Rücken an der Grenze vom Vogelsberg zur Wetterau, einer (F = Friedelhausen) im Lahntal zwischen Marburg und Gießen und einer (S = Stedebach) im Gladenbacher Bergland, einem östlichen Ausläufer des Rheinischen Schiefergebirges. Die Untersuchungsorte liegen zwischen 160 und 475 m Meereshöhe; die klimatische Spannweite reicht von einem „milden“ Klima mit einer durchschnittlichen mittleren Jahrestemperatur von 8-9°C und Jahresniederschlägen von 600 mm in Bingenheim bis zur Stufe „kühl bis ziemlich rau“ mit 7°C und 1000 mm Niederschlag in Lichtenroth (ELLENBERG & ELLENBERG 1974, DEUTSCHER WETTERDIENST 1950). Bei den Böden handelt es sich in Friedelhausen um einen aus alluvialen Flußsedimenten entstandenen Auenboden, in Stedebach um Braunerden und Pseudogleye über saurem, lößüberdeckten Tonschiefer und bei den übrigen Untersuchungsflächen um Ranker, Braunerden und Pseudogleye auf mehr oder weniger lößbedecktem Basalt.

Die Bewirtschaftung der untersuchten Grünlandbestände kann hier nur zusammenfassend dargestellt werden. Auf den biologisch wirtschaftenden Betrieben erfolgt die Düngung durchwegs mit Stallmist; keiner der Betriebe arbeitet mit Gülle. Am meisten verbreitet ist eine Düngung in zweijährigem Abstand; das Spektrum reicht aber von sehr unregelmäßiger bis zu jährlicher Düngergabe. Die Wiesen werden zumeist zweimal gemäht, auf einigen Flächen erfolgt zusätzlich eine Nachweide im Herbst. Ein Betrieb strebt eine konsequente Mähweidenutzung an.

Die Mehrzahl der konventionell bewirtschafteten Flächen wird mit einer PK-Grunddüngung versorgt. Stickstoff wird als Stallmist, Jauche, Gülle oder Kalkammonsalpeter zugeführt. Die Spannweite der mineralischen N-Gaben reicht von 0 bis 150 kg ha⁻¹ a⁻¹, liegt aber meist zwischen 40 und 100 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die Wiesen werden 2-4 mal im Jahr geschnitten, eine Mähweidenutzung erfolgt auf drei von insgesamt zwölf Parzellen.

Alle untersuchten Betriebe liegen in Gebieten, die nach heutigen Maßstäben als landwirtschaftlich extensiv bis mäßig intensiv bewirtschaftet gelten müssen; in keinem Fall wurde auf den konventionellen Untersuchungsflächen mehr als 150 kg N ha⁻¹ a⁻¹ Mineraldünger ausgebracht, während die heutigen Düngungsempfehlungen für Intensivgrünland bei 200-450 kg N ha⁻¹ a⁻¹ liegen (RIEDER 1983). Diese Auswahl ist insofern repräsentativ, als sich die Mehrzahl der biologisch wirtschaftenden Betriebe außerhalb der agrarischen Intensivgebiete befindet.

Besonderes Gewicht wurde auf eine gute Vergleichbarkeit der biologisch und konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen gelegt. Deshalb wurden nur solche Parzellen zum Vergleich herangezogen, die unmittelbar aneinander grenzten, d.h. höchstens durch einen Zaun, einen Weg, eine Hecke o.ä. getrennt waren und die hinsichtlich ihrer naturbürtigen Standortfaktoren wie des Reliefs, der Neigung und Exposition, der Höhe am Hang und ggf. der Entfernung zu einem Fließgewässer annähernd gleiche Verhältnisse aufweisen. Wiesen und Weiden, auf denen eine erkennbare Nach- oder Neueinsaat stattgefunden hatte, wurden von der Untersuchung ausgeschlossen.

Ferner wurde angestrebt, nur Flächen mit gleicher Nutzungsart, d.h. Wiesen mit Wiesen und Weiden mit Weiden zu vergleichen. Da aber einige Parzellen sowohl gemäht als auch beweidet werden und die Anteile beider Nutzungsarten nie genau gleich sind, kann in dieser Hinsicht die Vergleichbarkeit eingeschränkt sein.

Im folgenden wird mit dem Begriff „Untersuchungsfläche“ oder „Parzelle“ immer ein als Einheit bewirtschaftetes Grünlandstück bezeichnet, mit dem Wort „Aufnahmefläche“ dagegen die Fläche einer pflanzensoziologischen Aufnahme.

3.2 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Zur Erhebung der Vegetation wurde die auf BRAUN-BLANQUET (1964) zurückgehende pflanzensoziologische Methode angewandt. Auf jeder Untersuchungsfläche wurden in Abhängigkeit von ihrer Größe und der Verschiedenartigkeit ihres Pflanzenbestandes 2 bis 5 pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt; die Anzahl der Aufnahmen war auf den zu vergleichenden Parzellen stets dieselbe. Insgesamt konnten 78 Bestandsaufnahmen ausgewertet werden.

Die Größe der Aufnahmefläche betrug durchgehend 25 m² (5 m x 5 m). Die Artmächtigkeit wurde in Anlehnung an die von REICHELDT & WILMANN (1973) vorgeschlagene Skala geschätzt. Jede Aufnahmefläche wurde im Lauf der Vegetationsperiode zweimal aufgesucht; der erste Aufnahmetermin fiel in der Regel vor die erste Mahd bzw. Beweidung, der zweite in den Sommer. Sofern sich die Mächtigkeitswerte aus den beiden Aufnahmetermen unterschieden, gelangte der höhere Wert zur Auswertung. Bei der Vegetationsaufnahme gefundene Moose wurden von der Analyse ausgenommen.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach EHRENDORFER (1973). Die synsystematische Gliederung folgt weitgehend OBERDORFER (1983).

3.3 Auswertung

3.3.1 Artenzahl

Für jeden pflanzensoziologisch erfaßten Bestand wurde die Artenzahl ermittelt. Da alle Aufnahmeflächen von gleicher Größe (25 m²) waren, sind die Artenzahlen pro Aufnahmefläche untereinander vergleichbar. Die Artenzahlen pro Parzelle können dagegen auf verschieden große Flächen bezogen sein (je nach Anzahl der Aufnahmeflächen auf 2 x 25 bis 5 x 25 m²), so daß ein Vergleich dieser Daten zwar innerhalb eines Paares von Untersuchungsflächen, nicht aber zwischen verschiedenen Paaren möglich ist.

3.3.2 Zeigerwerte

Eine einfache ökologische Charakterisierung von Pflanzenbeständen ist anhand der von ELLENBERG (1979) veröffentlichten Zeigerwerte möglich. Da besonders die Stickstoffzahl geeignet ist, Unterschiede in der Bewirtschaftungsintensität wiederzugeben, wurde hier nur sie berücksichtigt. Üblicherweise wird aus den Zeigerwerten aller bewerteten Arten einer oder mehrerer Vegetationsaufnahmen eine mittlere Zeigerzahl als „arithmetisches Mittel“ gebildet. Dieses Verfahren ist mathematisch unbefriedigend, da Zeigerwerte als ordinale Daten nicht arithmetisch verrechnet werden dürfen. Es erfährt jedoch dadurch eine gewisse empirische Bestätigung, daß die erhaltenen mittleren Zeigerwerte ökologisch sinnvolle Aussagen erlauben und mit Ergebnissen nach anderen Methoden, z. B. der pflanzensoziologischen, mehr oder weniger genau übereinstimmen (ELLENBERG 1979, BÖCKER et. al. 1983). – Die mittlere Zeigerzahl wurde hier ohne Berücksichtigung der Artmächtigkeit errechnet.

Daneben stehen zur Analyse der Zeigerwerte aber auch mathematisch einwandfreie Auswertungswege zur Verfügung. Eine anschauliche Darstellungsweise ist etwa die Angabe von Zeigerwertspektren, also von der Häufigkeitsverteilung der Arten auf Klassen von Zeigerwerten. Um die Aussage dieser Spektren zur Charakterisierung eines Bestandes in einer einzelnen Zahl zu verdichten, schlägt MÖLLER (1987) am Beispiel der Reaktionszahlen vor, die Anzahl der Arten mit hohen Zeigerwerten (R6-R9) ins Verhältnis zur Gesamtzahl der verrechneten Arten zu setzen; den so erhaltenen Quotienten nennt er „Reaktionszahlen-Index“ (Ir). Die Grenzziehung zwischen den Klassen 5 und 6 ist dabei prinzipiell willkürlich. Analog zu diesem Verfahren wurde hier ein Stickstoffzahlen-Index (In) für jede Untersuchungsfläche berechnet, wobei die Grenze ebenfalls zwischen die Klassen 5 und 6 gelegt wurde.

3.3.3 Anteile von Gräsern, Kräutern und Leguminosen

Für die Gruppen der Gräser, der Leguminosen, der übrigen Kräuter und der sonstigen Phanerogamen wurde die mittlere Artenzahl und der Mengenanteil pro Aufnahme berechnet. Zum Vergleich der Mengenanteile wurde die Summe der Deckungsgrade (= Mittelwerte der Artmächtigkeitsklassen; FISCHER 1982) der einzelnen Arten einer Gruppe ins Verhältnis zur Summe der Deckungsgrade aller Arten der jeweiligen Vegetationsaufnahme gesetzt und der Quotient als „Gruppendeckungsgrad“ bezeichnet. Dieser Wert ist dem Ertragsanteil nicht gleichzusetzen (VOIGTLÄNDER/VOSS 1979).

3.3.4 Statistische Auswertung

In der vorliegenden Untersuchung wurden Parameter der biologischen und der konventionellen Untersuchungsflächen miteinander verglichen. Dabei wurden alle auf die Aufnahmefläche bezogenen Parameter als unverbundene, alle auf Untersuchungsflächen bezogene als verbundene Stichproben behandelt. Besonderes Gewicht wurde auf die korrekte Behandlung ordinaler Daten wie der Zeigerwerte gelegt, auf die die in der Auswertung von Meßergebnissen üblichen Tests nicht angewandt werden dürfen.

Tabelle 3

Vegetation der Pflanzenbestände unter biologischer und unter konventioneller Bewirtschaftung im Vergleich.

Par- zelle	Biologisch bewirtschaftet	Konventionell bewirtschaftet
B1	Arrhenatheretum elatioris Subass. v. Ranunculus bulb. FB+, M+	Arrhenatheretum elatioris typ. Subass.
B2	Arrhenatheretum elatioris typ. Subass.	Arrhenatheretum elatioris typ. Subass.
F1	Arrhenatheretum elatioris Subass. v. Lychnis fl.-cuc.	Arrhenatheretum elatioris Subass. v. Lychnis fl.-cuc.
L1	Poo-Trisetetum Subass. v. Festuca rubra ¹ M+	Poo-Trisetetum typ. Subass. ¹
L2	Geranio-Trisetetum Mol+, Nard+, M+	Poo-Trisetetum
L3	Geranio-Trisetetum Subass. v. Polygonum bist. ¹	Geranio-Trisetetum Subass. v. Polygonum bist. ¹
M1	Poo-Trisetetum Typ. Subass. ¹	Poo-Trisetetum Subass. v. Festuca rubra ¹ M+
M2	Arrhenatheretum elatioris Subass. v. Ranunculus bulb. M+	Arrhenatheretum elatioris Subass. v. Ranunculus bulb.
M3	Poo-Trisetetum typ. Subass. ¹	Arrhenatheretum elatioris typ. Subass.
M4	Lolio-Cynosuretum Ugr >	Lolio-Cynosuretum Ogr >
S1	Molinio-Arrhenatheretea- Gesellschaft Mol+	Arrhenatheretum elatioris typ. Subass.
S2	Lolio-Cynosuretum Ugr >	Arrhenatheretum elatioris Ogr >

FB+ = mit Festuco-Brometea-Arten Nard+ = mit Nardetalia-Arten
Mol+ = mit Molinietales-Arten M+ = mit Magerkeitszeigern

Ugr > = Untergräser stärker als auf Vergleichsfläche

Ogr > = Obergräser stärker als auf Vergleichsfläche

(1) Subassoziationen von Geranio-Trisetetum und Poo-Trisetetum im Sinne von SPEIDEL (1963)

Tabelle 4

Pflanzensoziologische Aufnahmen der Untersuchungsfläche L2 1-4: biologisch bewirtschaftete Parzelle; 5-8 konventionell bewirtschaftete Parzelle; näheres s. Text.

laufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
Höhe ueber NN in m	450	450	450	450	450	450	450	450
Exposition	SE							
Neigung in Grad	3.5	3.5	3.5	3.5	3	3.5	3.5	3.5
Gesamtdeckung	100	100	100	100	100	100	100	100
Artenzahl	41	37	41	40	27	25	29	25
A/V GERANIO-TRISETETUM								
D Polygonum bistorta	3	3	1	1	.	.	1	2a
Phyteuma nigrum	+	.	2m	2m
D Phyteuma spicatum	.	.	+
D Anemone nemorosa	.	+
MOLINIETALIA-ARTEN								
Lychnis flos-cuculi	+	+	+	1	+	.	1	1
Achillea ptarmica	+	+
Myosotis palustris	+	1
Dactylorhiza majalis	+
Betonica officinalis	.	.	.	+
Galium uliginosum	.	1
WEITERE FEUCHTEZEIGER								
Sanguisorba officinalis	1	2m	1	1	.	.	1	1
Viola palustris	.	.	1	+
Ranunculus ficaria	.	.	.	+
NARDETALIA-ARTEN								
Nardus stricta	.	2m	2m	2m
Hypericum maculatum	.	.	.	1
Potentilla erecta	.	1
MAGERKEITSZEIGER								
Lotus corniculatus	1	1	1	1	.	.	.	1
Leucanthemum ircutianum	1	1	1	+	.	.	+	.
Luzula campestris	.	2m	2m	2m
Avenochloa pubescens	.	.	2m	2m	.	.	1	.
Pimpinella saxifraga	.	.	1	1
Saxifraga granulata	.	.	+	+	.	.	+	.
Briza media	.	1	.	1
O ARRHENATHERETALIA								
Taraxacum officinale agg.	1	1	+	1	2b	2b	2m	1
Bellis perennis	1	1	1	.	2m	2m	1	+
Trisetum flavescens	2m	1	2m	2m	.	2m	2m	.
Veronica chamaedrys	2m	1	2m	2m	1	1	.	.
Cynosurus cristatus	1	1	.	.	.	2m	1	1
Alchemilla vulgaris agg.	+	.	1	1	+	+	+	.
Achillea millefolium	.	.	1	1	+	2m	1	.
Anthriscus silvestris	.	.	+	.	+	1	.	.
Veronica serpyllifolia	+	.	.	.	1	.	.	1
Dactylis glomerata	2m	2m	.	.
Bromus hordeaceus	1	.	.	.	2m	.	.	.
Trifolium dubium	1	1
Knautia arvensis	.	.	1	1
K MOLINIO-ARRHENATHERETEA								
Trifolium repens	1	1	1	2m	4	3	3	2m
Poa pratensis agg.	2m	1	1	1	4	3	2b	2b
Rumex acetosa	2m	2m	1	2m	2a	2a	2m	2m
Holcus lanatus	2m	2m	2m	2m	1	2m	2m	2m
Ranunculus acris	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2a	2a
Trifolium pratense	2a	2a	1	1	1	3	1	+
Cerastium holsteoides	1	1	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Cardamine pratensis	1	+	1	1	1	1	1	1
Poa trivialis	2m	.	1	1	2m	2m	2b	2a
Plantago lanceolata	2m	2a	2m	1	1	2m	1	.
Alopecurus pratensis	1	.	1	1	2m	2m	2m	3
Centaurea jacea	+	+	.	1	+	+	1	1
Festuca pratensis	2b	2m	.	.	2m	2a	2m	2b
Vicia cracca	.	2m	1	1
SONSTIGE								
Festuca rubra agg.	4	5	5	5	.	2m	2b	2m
Anthoxanthum odoratum	2m							
Agrostis tenuis	2m	.	.	2m	.	2m	2a	2a
Brachythecium rutabulum	2m	.	.	.	1	2m	2m	2m
Dechampsia cespitosa	2m	2m	1	2m
Stellaria graminea	1	1	.	1
Leontodon autumnalis	1	+	1	1
Ajuga reptans	1	1	+	1
Ranunculus repens	+	.	.	.	1	.	.	.

Ausserdem je einmal in 1: Poa annua agg. (1), Cirsium arvense (+);
in 3: Heracleum sphondylium (+), Lathyrus pratensis (+), Ranunculus bulbosus (+), Campanula spec. (+); in 5: Veronica arvensis (2m), Plantago major (+)

Aufnahmeort: TK 5521 R 352270 H558B15

Der Vergleich von unverbundenen Stichproben ordinaler Daten erfolgte mit dem U-Test nach Mann und Whitney, der von verbundenen mit dem Wilcoxon-Test. Metrische, d.h. aus einer Absolutskala stammende Datenreihe wurden mit dem t-Test bzw. dem verkürzten t-Test geprüft, soweit sie normalverteilt waren; zur Prüfung auf Normalverteilung wurde der chi-Quadrat-Test herangezogen. Verhältniszahlen wurden zuvor nach SACHS (1984) transformiert. Metrische Datenreihen, die nicht normalverteilt waren oder bei denen eine Prüfung auf Normalverteilung wegen zu geringen Stichprobenumfanges nicht möglich war, wurden wie ordinale Daten behandelt und dem entsprechenden nichtparametrischen Test unterworfen. Zur Ermittlung von Korrelationen wurde der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient r_s berechnet.

Das jeweils angewandte Testverfahren wird im Ergebnisteil nicht extra angegeben. Die Signifikanzniveaus werden folgendermaßen symbolisiert:

- * < 0,05
- ** < 0,01
- *** < 0,001
- n.s. nicht signifikant
- (-) statistischer Test nicht möglich.

4 Ergebnisse

4.1 Gesellschaftszugehörigkeit

Da hier nicht alle Originalaufnahmen wiedergegeben werden können, ist in Tab. 3 ein vereinfachter Vegetationsvergleich dargestellt; zusätzlich sind in Tab. 4 exemplarisch die pflanzensoziologischen Aufnahmen eines Untersuchungsflächenpaares dokumentiert.

Bei insgesamt 12 Vergleichspaaren erweist sich in einem Fall (M1) die biologische Untersuchungsfläche als diejenige höherer Bewirtschaftungsintensität, in drei Fällen (B2, F1, L3) zeigt die Vegetation nur sehr geringe Unterschiede an. Bei den übrigen acht Paaren läßt die Vegetation auf ein geringeres Intensitätsniveau der biologischen Grünlandbewirtschaftung schließen, wobei in einem Fall (S2) dieser Unterschied durch verschiedene Anteile von Mäh- und Weidenutzung überlagert wird.

In vier der genannten acht Fälle (B1, L1, L2, M2) sind die Pflanzenbestände der biologischen Parzelle deutlich als durch Magerkeitszeiger differenzierte Ausbildungen der jeweiligen Gesellschaft gekennzeichnet. Bei zwei weiteren biologisch bewirtschafteten Untersuchungsflächen (M4, S2) sind zwar keine ausgesprochenen Magerkeitszeiger vorhanden, jedoch weist der höhere Mengenanteil von Untergräsern wie *Festuca rubra* und *Agrostis tenuis* bei gleichzeitig geringerem Auftreten der nitrophilen Obergräser *Dactylis glomerata* und *Agropyron repens* auf ein niedrigeres Niveau der Nährstoffversorgung hin.

Bei drei Vergleichspaaren zeigen die Pflanzenbestände der biologisch bewirtschafteten Flächen deutliche Beziehungen zu Gesellschaften des Extensivgrünlandes, nämlich zu den Molinietalia (L2, S1) bzw. zu den Festuco-Brometea (B1), während derartige Übergänge auf den jeweiligen konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen nicht zu erkennen sind.

In zwei Fällen (L2, M3) muß der Pflanzenbestand der konventionellen Parzellen einer Gesellschaft zugeordnet werden, die ihren Verbreitungsschwer-

punkt in tieferen Höhenlagen hat, obwohl orographische Höhe und Exposition identisch sind. Auch dies kann auf unterschiedlich starke Bewirtschaftung zurückgeführt werden, wie Grünlandkartierungen von SPEIDEL (1963) aus dem Vogelsberg zeigen: In ein und derselben Höhe bilden sich bei steigender Intensität der Bewirtschaftung Pflanzengesellschaften der nächsttieferen Stufe aus.

Das beispielhaft in Tab. 4 wiedergegebene Untersuchungsflächenpaar (L2) zeigt einige dieser Unterschiede in sehr deutlicher Weise: während der biologisch bewirtschaftete Pflanzenbestand sich als eine durch Molinietalia-Arten, Nardetalia-Arten sowie weitere Magerkeits- und Feuchtigkeitszeiger differenzierte Ausbildung des Geranio-Trisetetum erweist, fehlen unter konventioneller Bewirtschaftung die Charakterarten dieser Gesellschaft weitgehend (lediglich die Aufnahme Nr. 8 weist ein deutliches Vorkommen von *Polygonum bistorta* auf). Die eben genannten Differentialarten sind auf der konventionell bewirtschafteten Fläche fast gar nicht vertreten; ihr Pflanzenbestand ist daher als typische Ausbildung des Poo-Trisetetum anzusprechen.

4.2 Quantitative Auswertungen

4.2.1 Artenzahl

Die Artenzahl pro Aufnahmefläche liegt auf dem biologisch bewirtschafteten Grünland im Durchschnitt um 4 bis 5 Arten oder 18 % höher (Tab. 5). Der Unterschied ist hochsignifikant. Zieht man die Artenzahl pro Parzelle in Betracht, so ist die Differenz mit 26 % zugunsten der biologisch bewirtschafteten Flächen noch größer; das niedrigere Signifikanzniveau (Tab. 5) ist durch eine geringere Stichprobengröße von 12 Untersuchungsflächen gegenüber 39 Aufnahmeflächen je Wirtschaftsweise zu erklären. Die Gesamtzahl der in dieser Untersuchung angetroffenen Gefäßpflanzenarten ist auf dem biologischen Grünland mit 126 gar um 34 % höher als auf dem konventionellen mit 94 Arten. Die Differenz der Artenzahl wird also mit zunehmender Bezugsfläche größer.

Diese Zunahme kann darauf zurückgeführt werden, daß unter der intensiveren konventionellen Bewirtschaftung nicht nur einige Arten zurückgedrängt werden – wodurch die flächenbezogene Artenzahl sinkt –, sondern darüberhinaus auch das kleinflächige Mosaik der naturbürtigen Standortfaktoren nivelliert wird, so daß sich die Pflanzenbestände ursprünglich verschiedenartiger Teilflächen derselben Parzelle einander angleichen.

Tabelle 5

Unterschiede von biologisch und konventionell bewirtschafteten Parzellen in der Artenzahl

	biol. Parzelle	konv. Parzelle	biol. Pz. relativ ¹	Signifikanz-Niveau
AZ/AF	30,9	26,1	+ 18%	***
AZ/Pz.	45,9	36,2	+ 26%	**
Ges.-AZ	126	94	+ 34%	(-)

AZ = Artenzahl

AF = Aufnahmefläche

Pz = Parzelle

(1) relativer Wert der biologisch bewirtschafteten Parzelle
(konventionelle Parzelle = 100 %)

4.2.2 Zeigerwerte

In Abb. 1 ist die prozentuale Häufigkeitsverteilung der Arten auf die ELLENBERG'schen Stickstoff-Zeigerwerte wiedergegeben. In der Gesamtheit aller Aufnahmen zeigt sich klar, daß Arten der Klassen 1 bis 4, welche also überwiegend an nährstoffarmen Standorten anzutreffen sind, auf den biologisch bewirtschafteten Flächen häufiger vorkommen, solche der Klassen 5 bis 9 dagegen auf den konventionellen. Das Spektrum der N-Zahlen ist also auf dem biologisch bewirtschafteten Grünland in Richtung der Magerkeitzeiger verschoben.

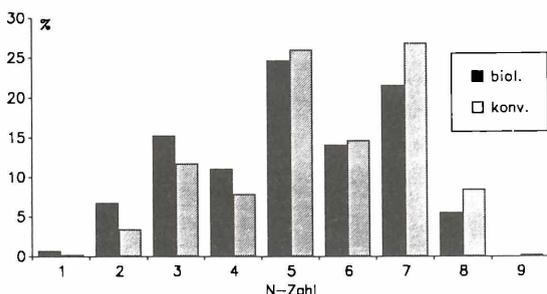


Abbildung 1

Spektrum der Stickstoff-Zeigerwerte von biologisch bzw. konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen

Die mittlere N-Zahl der biologisch bewirtschafteten Pflanzenbestände beträgt 5,1, die der Vergleichsflächen 5,5. Auch der N-Index zeigt mit 0,41 gegenüber 0,50 eine deutliche Differenz. In beiden Fällen ist der Unterschied signifikant.

Interessant ist ein Vergleich der hier ermittelten mittleren N-Zahlen mit Literaturangaben von BÖCKER et. al. (1983). Die Autoren berechneten aus den Vegetationstabellen der ersten Auflage der „Süddeutschen Pflanzengesellschaften“ (OBERDORFER 1957) die mittleren Zeigerwerte der dort aufgeführten Assoziationen. Da die Auflage 1957 erschien, repräsentieren die ermittelten Werte den Zustand, der vor der letzten landwirtschaftlichen Modernisierungsphase geherrscht hat. Folgende mittlere N-Zahlen werden angegeben:

Arrhenatheretum medioeuropaeum (= Arrhenatheretum elatioris)	4,2
Poo-Trisetetum	4,4
Lolio-Cynosuretum	5,0

Diese Werte liegen um mindestens eine halbe Einheit niedriger als der hier ermittelte Durchschnitt biologisch bewirtschafteter, denselben Pflanzengesellschaften zugehöriger Grünlandbestände: ein Indiz dafür, daß auch unter dieser Wirtschaftsweise eine gewisse Verdrängung von solchen Pflanzenarten stattgefunden hat, die aus Konkurrenzgründen an Nährstoffarmut gebunden sind.

Methodisch interessant ist der Vergleich der üblicherweise berechneten mittleren N-Zahl mit dem N-Index. Beide Parameter korrelieren hochsignifikant ($r_s = 0,86$, Abb. 2), unterscheiden sich also nicht wesentlich in ihrer Aussage. Darüberhinaus vermag der N-Index ebensogut zu differenzieren wie die N-Zahl. Nach den hier vorliegenden Ergebnissen ist deshalb kein Grund ersichtlich, die mathematisch zweifelhafte Berechnung mittlerer N-Zahlen beizubehalten.

Vergleicht man die N-Indices mit den Artenzahlen, so deutet sich eine negative Korrelation an: bei hoher Artenzahl tendiert der N-Index zu niedrigen Werten und umgekehrt. Der Zusammenhang ist aber statistisch nicht gesichert.

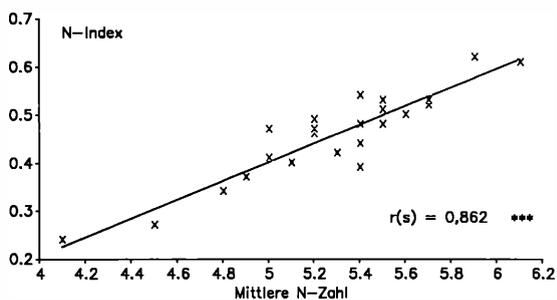


Abbildung 2

Korrelation von mittlerer N-Zahl und N-Index

4.2.3 Anteile von Gräsern, Kräutern und Leguminosen

In Abb. 3 sind die durchschnittlichen Artenzahlen der aus landwirtschaftlicher Sicht relevanten Artengruppen dargestellt. Während bei den Gräsern kein Unterschied zwischen den verglichenen Beständen existiert, sind die Kräuter (ohne Leguminosen) mit etwa drei, die Leguminosen mit etwa einer Art pro Aufnahme stärker auf den biologisch bewirtschafteten Flächen vertreten; auch die Gruppe der Sonstigen (vor allem *Carex*, *Juncus*, *Luzula*) tritt dort in höherer Zahl auf. Die Unterschiede bei Kräutern und Leguminosen sind statistisch signifikant. Die in Kapitel 4.2.1 festgestellte Reduktion der Artenzahl auf dem konventionell bewirtschafteten Grünland geht also in erster Linie zu Lasten der Kräuter, Leguminosen und Sonstigen, während die Gruppe der Gräser im ganzen nicht betroffen ist.

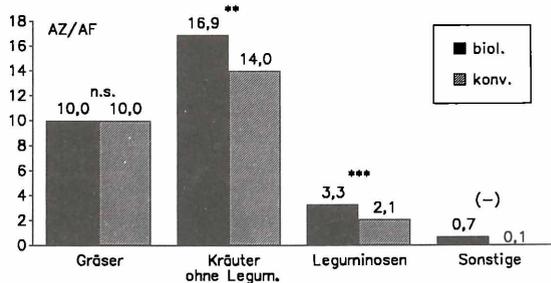


Abbildung 3

Artenzahl von Gräsern, Kräutern (ohne Leguminosen), Leguminosen und sonstigen Phanerogamen pro Aufnahme

Besonders auffällig ist der höhere Leguminosenanteil auf dem biologischen Grünland. Relativ zu der auf konventionellen Vergleichsflächen gefundenen Anzahl ist die Artenzahl dieser Gruppe um 57 % erhöht. Gruppiert man die Aufnahmen nach der Anzahl der in ihnen auftretenden Leguminosen-Arten (Abb. 4), so ergibt sich ein nach der Wirtschaftsweise deutlich verschiedenes Bild: am häufigsten sind unter konventioneller Bewirtschaftung Aufnahmen mit zwei, unter biologischer mit drei Arten anzutreffen. Aufnahmen mit 5 oder 6 Leguminosen-Arten konnten nur auf dem biologisch bewirtschafteten Grünland gewonnen werden, Aufnahmen ohne Leguminosen stammen dagegen ausschließlich von konventionell bewirtschafteten Flächen.

Die Gruppendeckungsgrade der landwirtschaftlichen Artengruppen sind in Abb. 5 dargestellt. Während die Gräser nach ihrer Artmächtigkeit auf

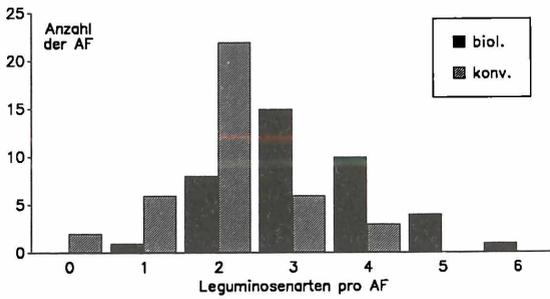


Abbildung 4

Häufigkeitsverteilung der pflanzensoziologischen Aufnahmen in Abhängigkeit von der Anzahl der pro Aufnahme fläche vertretenen Leguminosenarten

den konventionellen Parzellen stärker vertreten sind, ist dies bei Leguminosen und Sonstigen auf den biologisch bewirtschafteten Untersuchungsflächen der Fall. Die Differenz bei den Kräutern läßt sich dagegen nicht mit ausreichender Wahrscheinlichkeit als nicht zufällig absichern.

Das sowohl nach Artenzahl als auch nach Menge um mehr als 50 % stärkere Vorkommen der Leguminosen ist wohl das markanteste Charakteristikum der Vegetation des biologisch bewirtschafteten Grünlandes. Die Ursache des höheren Leguminosenbesatzes dürfte in der geringeren Stickstoffzufuhr zu den Flächen der Biobetriebe liegen; durch N-Düngung verlieren die Fabaceen ihren Konkurrenzvorteil der N₂-Fixierung durch Rhizobien. Die Förderung der Leguminosen ist ein ausdrückliches Ziel des biologischen Landbaus, da die N₂-Bindung der Wurzelknöllchen (neben der Fixierung durch freilebende Mikroorganismen und der vom Landwirt nicht beeinflussbaren Deposition von Stickoxiden) die einzige quantitativ bedeutsame Stickstoffquelle ist, die dem Betrieb zur Verfügung steht.

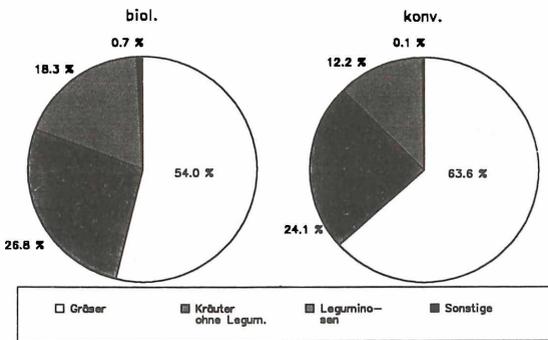


Abbildung 5

Mittlerer Gruppendeckungsgrad von Gräsern, Kräutern (ohne Leguminosen), Leguminosen und sonstigen Phanerogamen

4.2.4 Stetigkeit der Pflanzenarten

In Abb. 6 sind die Stetigkeiten aller Pflanzenarten aufgeführt, die auf dem biologisch bewirtschafteten Grünland mit deutlich größerer Regelmäßigkeit als auf den Vergleichsflächen auftreten. Als unterschiedsschwelle wurde eine Stetigkeitsdifferenz von mindestens 5 Aufnahmen (= 13 %) festgesetzt.

Die aufgelisteten Arten repräsentieren vier ökologische Artengruppen: Leguminosen, Magerkeitszeiger, niedrigwüchsige und damit lichtliebende Kräuter sowie Feuchtigkeitszeiger.

Über die Bedeutung der Leguminosen und der Magerkeitszeiger wurde bereits berichtet. Das ver-

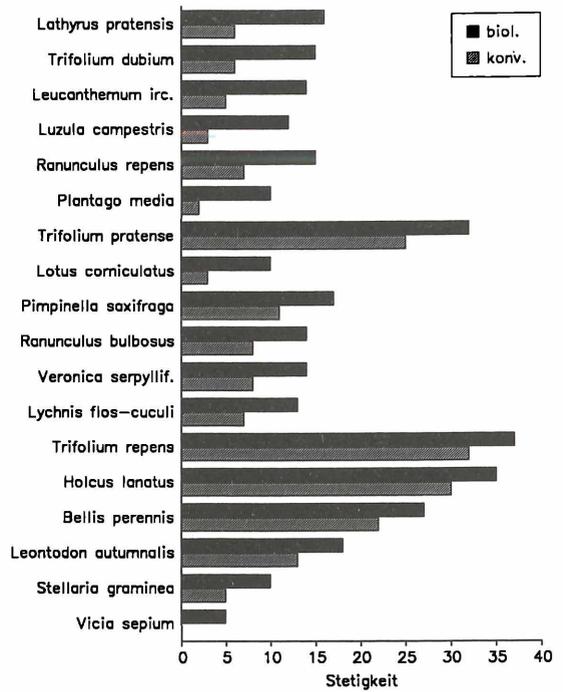


Abbildung 6

Arten mit deutlich höherer Stetigkeit auf biologisch bewirtschaftetem Grünland (Abszisse: Anzahl der Aufnahmen mit der jeweiligen Art)

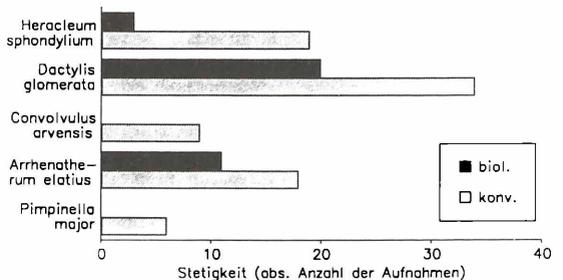


Abbildung 7:

Arten mit deutlich höherer Stetigkeit auf konventionell bewirtschaftetem Grünland (Abszisse: Anzahl der Aufnahmen mit der jeweiligen Art)

stärkte Vorkommen niedrigwüchsiger Kräuter hängt vermutlich mit der geringeren Bedeutung der Gräser, insbesondere der Obergräser zusammen, woraus für die Kräuter der Unterschicht günstigere Lichtverhältnisse resultieren. Überraschend ist die höhere Stetigkeit von *Ranunculus repens*, da er als eine Pflanze gilt, die durch starke Düngung und Übernutzung gefördert wird (DIETL 1982). Möglicherweise kommen auch dieser niedrigwüchsigen und feuchtigkeitsliebenden Art der höhere Lichtgenuß und ein ausgeglichenerer Wasserhaushalt auf den biologisch bewirtschafteten Parzellen zugute. Die höhere Stetigkeit von *Lychnis flos-cuculi* kann als Folge einer geringeren düngungsbedingten „biologischen Entwässerung“ (KLAPP 1971, MEISEL 1984) erklärt werden.

Bei der Interpretation der Stetigkeitsdifferenzen muß einschränkend berücksichtigt werden, daß bei einer Anzahl von 39 Aufnahmen je Wirtschaftsweise Zufälle nicht ganz ausgeschlossen werden können.

Abb. 7 gibt diejenigen Arten an, die auf dem konventionellen Grünland mit deutlich höherer Stetigkeit angetroffen wurden.

Heracleum sphondylium ist als „Güllepflanze“ bekannt. Es vermag sich vor allem dann auszubreiten,

wenn stark mit mineralischem Stickstoff oder Flüssigmist gedüngt wird, die Nutzungsfrequenz aber hinter der Stärke der Düngung zurückbleibt; es ist also ein Anzeiger für Überdüngung (KLAPP 1971, DIETL 1980, 1982). Für *Pimpinella major* gilt ähnliches, wobei die Art jedoch vor allem durch mäßige Düngung gefördert und bei sehr hohen Stickstoffgaben wieder zurückgedrängt wird (DIETL 1982).

Dactylis glomerata und *Arrhenatherum elatius* werden als düngerdankbare Obergräser durch die stärkere konventionelle Düngung begünstigt. Neben der direkten Düngerwirkung dürfte für beide Arten, insbesondere aber für den Glatthafer auch die indirekte Wirkung der Bodenaustrocknung eine Rolle spielen.

Die höhere Stetigkeit von *Convolvulus arvensis* war nicht unbedingt zu erwarten. Die Art ist keine typische Grünlandpflanze, sondern hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Äckern, Gärten und an Ruderalstellen. ELLENBERG (1979) stuft sie als indifferent in bezug auf die Stickstoffversorgung ein. Die Hauptverbreitung der Ackerwinde läßt darauf schließen, daß sie im Grünland an lückige Narben gebunden ist; da die Narbendichte im allgemeinen mit zunehmender Düngung abnimmt (SCHECHTNER 1979), könnte hierin eine Erklärung des Stetigkeitsunterschiedes gesehen werden.

Für eine naturschutzfachliche Bewertung ist die Frage von besonderem Interesse, ob Arten mit allgemeiner Rückgangstendenz unter biologischer Bewirtschaftung häufiger auftreten. Als Grundlage einer diesbezüglichen Beurteilung soll die nach Literaturangaben zusammengestellte Liste der zurückgehenden Grünlandarten (Tab. 1) dienen. Von den in dieser Liste aufgeführten 74 Arten sind auf den hier untersuchten Flächen insgesamt 44 vertreten. Von diesen 44 Arten erreichen 39 (= 89 %) eine höhere Stetigkeit auf dem biologisch, 2 (= 4 %) auf dem konventionell bewirtschafteten Grünland; bei 3 Arten (= 7 %) ist die Stetigkeit gleich. Die Stetigkeitsdifferenz der Gesamtgruppe der 44 Arten erweist sich als hochsignifikant. – Dadurch ist eindeutig belegt, daß seltener werdende Grünlandarten unter biologischer Bewirtschaftung bessere Lebensmöglichkeiten finden als unter konventioneller!

Von den in der Roten Liste Hessens (KAHLHEBER et. al. 1979) und der BRD (KORNECK & SUKOPP 1988) aufgeführten Arten kommen auf unseren Untersuchungsflächen nur 2 vor: *Dactylorhiza majalis* findet sich in einer Aufnahme der biologisch bewirtschafteten Parzelle L2, *Trollius europaeus* einmal auf der konventionell bewirtschafteten Parzelle M1.

In bezug auf die Grünlandarten mit zunehmender Bestandstendenz (Tab. 2) ergibt sich kein deutlicher Unterschied hinsichtlich der Wirtschaftsweisen: von 23 in der Liste enthaltenen Arten, die alle in den hier untersuchten Beständen vorkommen, sind 10 Arten auf dem biologisch und 13 auf dem konventionell bewirtschafteten Grünland häufiger anzutreffen. Ein statistisch abzusichernder Trend ist daraus nicht abzuleiten.

5. Zur Relevanz der Biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz

Es konnte in dieser Untersuchung nachgewiesen werden, daß sich biologisch bewirtschaftete Grünlandbestände in folgender Weise von denen unter

ortsüblicher konventioneller Bewirtschaftung abheben: durch eine höhere Artenzahl, durch einen höheren Anteil an Kräutern und insbesondere Leguminosen sowie durch eine größere Häufigkeit von Arten, die an relativ nährstoffarme Standorte gebunden sind.

Ein Vergleich mit den vor allem von MEISEL (1977-1984) aufgezeigten Veränderungen der Grünlandvegetation in jüngerer Zeit zeigt, daß diese Charakteristika des biologisch bewirtschafteten Grünlandes den allgemein zu beobachtenden Artenverschiebungen genau entgegenstehen: die Stetigkeit von solchen Arten, die bei der heute üblichen Landbewirtschaftung zurückgehen, ist auf biologisch bewirtschaftetem Grünland deutlich höher (Kap. 4.2.4). Der biologische Landbau ist somit in der Lage, der Artenverarmung im Agrarraum entgegenzuwirken und zur Erhaltung der Vegetation des Wirtschaftsgrünlandes beizutragen.

Die biologische Landbewirtschaftung kann außerdem die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung wenig produktiver Flächen begrenzen. Denn mit einem niedrigen Ertragsniveau, das einen konventionellen Landwirt zur Aufgabe zwingen würde, kann ein biologischer Betrieb aufgrund höherer Preise noch Gewinne erzielen.

Vergleicht man aus der Sicht des Naturschutzes die biologische Landwirtschaft mit den in Kap. 2.1 erwähnten Naturschutzprogrammen, so fallen zunächst einige Vorteile dieser Programme ins Auge:

1. In ihnen sind klare Bewirtschaftungsbedingungen festgelegt, an die zu halten sich der Landwirt gegenüber der Naturschutzbehörde verpflichtet; die biologische Bewirtschaftung kann dagegen im Konfliktfall von Seiten des Naturschutzes nicht eingefordert werden.

2. Die Bedingungen einiger Programme gehen über die in der biologischen Landwirtschaft übliche Intensitätsbeschränkung hinaus, wenn etwa – wie im hessischen Ökowieesenprogramm – der vollständige Verzicht auf N-Düngung gefordert wird.

3. Die Naturschutzprogramme erfassen breiter eine sehr viel größere Fläche als der Bio-Landbau, obwohl sie erst vor wenigen Jahren ins Leben gerufen wurden.

Andererseits hat der biologische Landbau wesentliche Vorteile:

1. Die Umstellung eines Betriebes auf biologische Wirtschaftsweise verspricht eine langfristige Reduktion der Bewirtschaftungsintensität; Verträge im Rahmen von Naturschutzprogrammen sind dagegen kurzfristig kündbar, stellen also eine Sicherung auf Zeit und nach Maßgabe der betriebswirtschaftlichen Kalkulation des Landwirtes dar.

2. Der biologischen Landwirtschaft ist es gelungen, die Existenz der Betriebe durch die eigene Produktion und auf der Grundlage von am Markt erzielten Preisen zu sichern; sie könnte, wie PRIEBE (1987) sagt, „fast ein agrarpolitisches Traumziel“ sein und wird daher von manchen Autoren als Vorbild für eine flächendeckende Umstellung der gesamten Landwirtschaft angesehen (z. B. BECHMANN 1987). Naturschutzprogramme bringen es dagegen mit sich, daß der Landwirt öffentlich geforderte Dienstleistungen gegen Entgelt verrichtet, die häufig nicht mehr der Produktion von Nahrungsmitteln dienen. Sie erfordern also einen Wandel des landwirtschaftlichen Berufes, für den zwar gute Gründe angeführt werden können (HAMPICKE 1986), dem aber von vielen Seiten Widerstand entgegengesetzt wird.

Neben den Möglichkeiten müssen aber auch die Grenzen der biologischen Landwirtschaft als Naturschutzkonzept für den Agrarraum diskutiert werden.

HAMPICKE (1986) hat diese Grenzen sehr klar und anschaulich beschrieben, weshalb er hier ausführlich zitiert werden soll: „Eine organisch gedüngte Mähwiese enthält zwar mehr Arten als eine stickstoffgesättigte Portionsweide mit Spitzenerträgen, aber sie beherbergt in der Regel wenige oder gar keine stark gefährdeten Arten, weil sie für diese immer noch zu produktiv ist. Die Vielfalt der vorindustriellen Landwirtschaft beruhte auf einer so niedrigen Produktivität, wie sie kein heutiger biologisch oder organisch wirtschaftender Bauer akzeptieren könnte, denn auch er will ja etwas produzieren . . . Der Naturschutz fordert „schlechtes“ Grünland, Kleinseggenrieder, ehemalige Streuwiesen mit verzahnten Naßstellen, Quellen, als Umgebung unregulierter Bäche usw. – alle die Biotope, die wegen ihrer wirtschaftlichen Wertlosigkeit bis auf letzte Reste überall vernichtet worden sind. Für das andere ökologische Extrem, die trockenen Hutungen, gilt sinngemäß dasselbe“.

Diese Ausführungen finden in der vorliegenden Untersuchung eine empirische Bestätigung. Rote-Liste-Arten wurden auf dem biologisch bewirtschafteten Grünland nicht in nennenswertem Maße angetroffen. Ebenso wenig fanden sich Gesellschaften des eigentlichen Extensivgrünlandes (Halbtrockenrasen, Feuchtwiesen, Borstgrasrasen usw.), obwohl auf einigen Flächen die standörtlichen Voraussetzungen gegeben waren und durch die Vegetation noch angezeigt wurden. Es ist auch gar nicht zu erwarten, daß derartige Pflanzengesellschaften unter biologischer Bewirtschaftung entstehen oder bestehen können. Denn ein wesentliches Leitbild dieser Wirtschaftsweise ist der geschlossene Betriebskreislauf, d. h. die Rückführung der Nährstoffe auf die Produktionsflächen in Form von Wirtschaftsdüngern. Die Grünlandgesellschaften nährstoffarmer Standorte sind dagegen unter einem jahrhundertelangen Entzug von Nährstoffen entstanden, der nicht oder nur unvollständig ausgeglichen wurde. Bei aller in den letzten Jahren erreichten Annäherung von Naturschutz und Landwirtschaft kann somit nicht übersehen werden, daß die grundsätzlichen Interessen beider verschieden und in vielen Fällen gegensätzlich sind.

Als Fazit läßt sich die Relevanz der biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz folgendermaßen nach den Schutzobjekten differenzieren:

– Das Wirtschaftsgrünland im engeren Sinn, d. h. Arrhenatherion-, Cynosurion- und Polygono-Trisetion-Gesellschaften, kann unter biologischer Bewirtschaftung in vielfältigen Ausbildungsformen und mit reicher Artenausstattung bestehen, während unter der heute üblichen konventionellen Bewirtschaftung auch außerhalb der agrarischen Intensivgebiete eine floristische Verarmung und ein Rückgang an Ausbildungsformen dieser Pflanzengesellschaften zu beobachten ist.

– Das Extensivgrünland, d. h. Festuco-Brometea-, Nardetalia- und ein Großteil der Molinietales-Gesellschaften, kann auch unter biologischer Bewirtschaftung nicht bestehen. Zu seiner Sicherung muß eine ausschließlich an Naturschutzbelangen orientierte Pflege vorgenommen werden, sei es im Rahmen des klassischen Naturschutzinstrumentariums oder als bezahlte Landschaftspflegerische Tätigkeit von Landwirten.

6. Zusammenfassung

Die Untersuchung verfolgt das Ziel, die Grünlandvegetation unter biologischer und konventioneller Bewirtschaftung bei ansonsten gleichen Standortbedingungen zu vergleichen und auf dieser Grundlage die Bedeutung des biologischen Landbaus für den Naturschutz abzuschätzen.

Im Jahre 1987 wurden Grünlandflächen von 5 in Mittelhessen gelegenen Biobetrieben und ebenso unmittelbar benachbarte, konventionell bewirtschaftete Vergleichsparzellen pflanzensoziologisch aufgenommen und analysiert. Als wesentliche Merkmale des biologisch bewirtschafteten Grünlandes stellen sich heraus:

1. eine stärkere Bedeutung der durch Magerkeitszeiger differenzierten Gesellschaftsausbildungen,
2. eine höhere Artenzahl,
3. ein nach Artenzahl und Menge höherer Leguminosenanteil,
4. ein nach der Artenzahl höherer Kräuteranteil,
5. ein nach der Menge geringerer Gräseranteil,
6. eine größere Bedeutung von Pflanzen mit niedrigen Stickstoff-Zeigerwerten.

Bei der Auswertung der ELLENBERG'schen Zeigerwerte wird neben dem üblichen Verfahren ein mathematisch einwandfreier N-Index verwendet.

Es kann gezeigt werden, daß Grünlandarten, die nach Literaturangaben im Rückgang begriffen sind, auf biologisch bewirtschaftetem Grünland häufiger vorkommen. Die Rolle der biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz wird erörtert; für die Sicherung von Pflanzengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes wird sie als geeignet angesehen, für die Erhaltung des Extensivgrünlandes (Halbtrockenrasen, Borstgrasrasen, Feuchtwiesen) dagegen nicht.

Summary

Relevance of 'Biological Agriculture' to the Preservation of Grassland Vegetation

The aim of the study is to assess the relevance of 'biological agriculture' to nature conservation in man-made grassland ecosystems. Meadows and pastures of 5 farms in Hessen (West Germany) managed biologically as well as an equal number of comparable, adjacent vegetation stands managed conventionally were analysed using the phytosociological approach. Field work was carried out in 1987.

Essential features of the grassland vegetation under biological management in contrast to grassland under conventional management are: 1. a greater importance of plant species indicating a certain deficiency of nutrients, especially N; 2. in consequence a greater importance of plant communities indicating a lower nutrient level, also there is no indication, that the very low nutrient level of rough grassland communities can be reached; 3. a higher number of species per area; 4. a higher proportion of legumes regarding both species number and magnitude; 5. a higher number of herbs and 6. a smaller magnitude of grasses. Especially such plant species that are endangered by today's intensive agriculture practice are more common in vegetation stands under biological management.

In consequence biological management of grassland vegetation can be regarded as suitable for the preservation of Arrhenatheretalia-communities, but it cannot help to preserve the vegetation of extensive-

ly used grassland (Festuco-Brometea, Nardetalia, Molinietales).

7. Literaturverzeichnis

ANONYM, (1989):

Anerkannte Verbände des ökologischen Landbaus (Stand 31.12.1988). – Ökologie und Landbau 70: 35. Kaiserslautern.

ARKENAU, T. und G. WUCHERPFENNIG (1985): Grünlandgesellschaften als Indikator der Nutzungsintensität. – Arbeitsber. d. FB Stadtplanung u. Landschaftsplanung d. GH Kassel 57, Kassel. 108 S.

BECHMANN, A. (1987): Landbau-Wende. – S. Fischer, Frankfurt am Main. 287 S.

BERGMEIER, E. und E. NOWAK (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens. – Vogel und Umwelt 5: 23-33. Wiesbaden.

BLAB, J. et al. (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. – Kilda, Greven. 270 S.

BOECKER, R. et al. (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. – Verhandl. Ges. Ökol. 11: 35-56. Göttingen.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. – Springer, Wien/New York. 865 S.

BRAUNEWELL, R. et al. (1985): Der biologische Landbau – auch eine Alternative für Flora und Fauna? – Arbeitsber. d. FB Stadtplanung und Landschaftsplanung d. GH Kassel 61, Kassel. 155 S.

BÜTTENDORF, D. und C. MÜLLER (1988): Grünlandschutzprogramme der Bundesländer – Übersicht und Einschätzung. – N&L 63: 112-114. Bonn.

DEUTSCHER WETTERDIENST IN DER US-ZONE (1950): Klima-Atlas von Hessen. – Bad Kissingen. 75 Kt., 20 S.

DIERSSEN, K. (1983): Zum Wandel der Gefäßpflanzenflora Schleswig-Holsteins und ihren Ursachen. – Die Heimat – Z. f. Natur- u. Landesk. v. Schl.-Holst. u. Hamb. 90: 170-179. Kiel.

—— (1984): Gefährdung und Rückgang von Pflanzengesellschaften – zur Auswertung der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – Mitt. Arbeitsgem. Gebot. Schleswig-Holst. u. Hamb. 33: 40-62. Kiel.

—— (1986): Zur Erarbeitung, Problematik und Anwendung der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 18: 35-39. Bonn – Bad Godesberg.

—— (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Aufl. – Schriftenr. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege 6, Kiel. 159 S.

DIETL, W. (1980): Die Pflanzenbestände der Dauerwiesen bei intensiver Bewirtschaftung. – Mitt. f. d. Schweiz. Landw. 28: 101-113. Frauenfeld.

—— (1982): Ökologie und Wachstum von Futterpflanzen und Unkräutern des Graslandes. – Schweiz. Landw. Forsch. 21: 85-110. Bern.

—— (1986): Standort, Pflanzenbestand und Grenzen der Nutzungsintensität von Dauerwiesen. – Bayer. Landw. Jb. 63: 843-847. München.

EHRENDORFER, F. (Hrsg.) (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. – G. Fischer, Stuttgart. 318 S.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica 9, 2. Aufl. Göttingen. 122 S.

ELLENBERG, H. und ELLENBERG, C. (1974): Wuchsklima-Gliederung von Hessen 1:200 000 auf pflanzenphänologischer Grundlage. – Hrsg.: HMLU, Wiesbaden.

FILGER, R. (1986): Extensives und intensives Grünland. – Arbeitsber. d. FB Stadtplanung und Landschaftsplanung d. GH Kassel 68, Kassel. 95 S.

FISCHER, A. (1982): Zur Diversität von Pflanzengesellschaften – Ein Vergleich von Gesellschaftskomplexen der Böschungen im Reb Gelände. – Tuexenia 2: 219-231. Göttingen.

FOERSTER, E. (1986): Wie hat sich die Entwicklung der bäuerlichen Kulturlandschaft zur Intensiv-Landwirtschaft auf die Vegetation ausgewirkt? – Schriftenr. Dt. Rat f. Landespflege 46: 609-611. Bonn.

HAEUPLER, H. et al. (1983): Rote Liste Gefäßpflanzen Niedersachsen – 3. Fassung. – Nieders. Landesverwaltungsamt, Fachbeh. f. Naturschutz. Hannover. 34 S.

HAMPICKE, U. (1986): Naturschutz und Landwirtschaft. – In: Flächenstilllegung und Extensivierung in der Landwirtschaft. – Beiträge z. Naturschutz (= Schriftenr. d. DBV) 7: 13-36. Bonn.

HUNDT, R. (1983): Zur Eutrophierung der Wiesenvegetation unter soziologischen, ökologischen, pflanzengeographischen und landwirtschaftlichen Aspekten. – Verhandl. Ges. Ökol. 11: 195-206. Göttingen.

KAHLHEBER, H. et al. (1979): Rote Liste der in Hessen ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen – 2. Fassung – Hess. Landesanstalt f. Umwelt, Wiesbaden. 46 S.

KICKUTH, R. (Hrsg.) (1987): Die ökologische Landwirtschaft. – Alt. Konzepte 40, 3. Aufl. – C. F. Müller, Karlsruhe. 208 S.

KLAPP, E. (1971): Wiesen und Weiden. 4. Aufl. – Parey, Berlin/Hamburg. 620 S.

KNAPP, H. D. et al. (1985): Gefährdete Pflanzengesellschaften auf dem Territorium der DDR. – Kulturbund der DDR – Zentraler Fachausschuß Botanik, Berlin. 128 S.

KNAPP, R. (1968): Änderung der Artenzusammensetzung von Rasenflächen im Vogelsberg im Verlauf von 19 und 21 Jahren. – Hess. flor. Br. 17: 47-52. Darmstadt.

—— (1969): Änderungen in der Vegetation Hessischer Gebirge in den letzten Jahrzehnten. – Mitt. flor. – soz. AG N.F. 14: 274-286. Todenmann ü. Rinteln.

KÖNEKAMP, A. H. (1965): Einflüsse der Bewirtschaftung und Nutzungsart auf die Pflanzenbestände des Dauergrünlandes. – Wirtschaftseig. Futter 11: 179-190. Frankfurt am Main.

KORNECK, D. und H. SUKOPP (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 19. Bonn-Bad Godesberg. 210 S.

- KUNZMANN, G. et al. (1985):
Artenvielfalt und gefährdete Arten von Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Feuchtegrad des Standortes. – N & L 60: 490-494. Bonn.
- LÖSCH, R. und R. MEIMBERG (1986):
Der „alternative“ Landbau in der Bundesrepublik Deutschland“. – Ifo-Studien zur Agrarwirtschaft 24, ifo-Institut für Wirtschaftsforschung e. V., München. 245 S.
- MEISEL, K. (1970):
Über die Artenverbindungen der Weiden im nordwestdeutschen Flachland. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 5: 45-56. Bonn-Bad Godesberg.
- (1977):
Auswirkungen landwirtschaftlicher Intensivierungsmaßnahmen auf die Acker- und Grünlandvegetation und die Bedeutung landwirtschaftlicher Problemgebiete für den Arten- und Biotopschutz. – Jb. Naturschutz u. Landschaftspflege 27: 63-73. Bonn
- (1978):
Auswirkung alternativer Landbewirtschaftung auf die Vegetation. – Jahresber. d. BFANL 1978: 10-12. Bonn.
- (1979 a):
Auswirkungen alternativer Landbewirtschaftung auf die Vegetation. – Jahresber. d. BFANL 1979: 12-13. Bonn
- (1979 b):
Veränderungen der Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – In: Ber ü. d. Internat. Fachtagung „Bedeutung der Pflanzensoziologie für eine standortgemäße und umweltgerechte Land- und Almwirtschaft“. Bundesversuchsanstalt für alpenländische Landwirtschaft: 57-67. Gumpenstein (Österreich).
- (1983):
Veränderungen der Ackerunkraut- und Grünlandvegetation in landwirtschaftlichen Intensivgebieten. – Schriftenr. Dt. Rates f. Landespflege 42: 168-173. Bonn.
- (1984):
Landwirtschaft und „Rote Liste“-Pflanzenarten. – N&L 59: 301-307. Bonn.
- MEISEL, K. und A. v. HÜBSCHMANN, 1976:
Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 10: 109-124. Bonn-Bad Godesberg.
- MÖLLER, H. (1987):
Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von Ellenberg ohne arithmetisches Mitteln dieser Werte. – Tuexenia 7: 499-505. Göttingen.
- MORAVEC, J. (1986):
Die Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Tschechischen Sozialistischen Republik und ihre Erarbeitung. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 18: 9-17. Bonn-Bad Godesberg.
- NATURLANDSTIFTUNG HESSEN (1987):
Naturschutzprogramme mit der Landwirtschaft. – Schriftenr. Angew. Naturschutz 4, Bad Nauheim. 275 S.
- OBERDORFER, E. (1957):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. G. Fischer, Jena. 564 S.
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1983):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil 3, 2. Aufl. G. Fischer, Stuttgart. 455 S.
- PIOTROWSKA, H. (1986):
Gefährdungssituation der Pflanzengesellschaften der planaren und kollinen Stufe Polens (erste Fassung). – Schriftenr. f. Vegetationsk. 18: 19-27. Bonn-Bad Godesberg.
- PREISING, E. (1986):
Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen – Erarbeitung, Anwendung, Erfahrungen. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 18: 29-33. Bonn-Bad Godesberg.
- PRIEBE, H. (1987):
Die alternative Landwirtschaft auf dem Prüfstand. – Ifoam-Bulletin 64: 4-6. Kaiserslautern.
- RAUE, W. (1985):
Vergleichende Untersuchungen über die Auswirkung alternativer und konventioneller Bewirtschaftung auf den Pflanzenbestand des Dauergrünlandes. – Diplomarbeit am Institut f. Bodenkunde, Universität Gießen. 65 S.
- REICHEL, G. und O. WILMANN (1973):
Vegetationsgeographie. – Vieweg, Braunschweig. 20 S.
- RIEDER, J. B. (1983):
Dauergrünland. – BLV, München. 192 S.
- RUTHSATZ, B. (1985):
Die Pflanzengesellschaften des Grünlandes im Raum Ingolstadt und ihre Verarmung durch die sich wandelnde landwirtschaftliche Nutzung. Tuexenia 5: 273-301. Göttingen.
- SACHS, L. (1984):
Angewandte Statistik, 6. Aufl. – Springer, Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo. 552 S.
- SCHECHTNER, G. (1979):
Auswirkungen von Düngung und Nutzung auf die botanische Zusammensetzung von Dauerwiesen und Dauerwiesenanlagen im Alpenraum. – In: Ber. ü. d. Fachtagung „Bedeutung der Pflanzensoziologie für eine standortgerechte und umweltgemäße Land- und Almwirtschaft. Bundesversuchsanstalt f. alpenländische Landwirtschaft: 259-336. Gumpenstein (Österreich).
- SPEIDEL, B. (1963):
Das Grünland, die Grundlage der bäuerlichen Betriebe auf dem Vogelsberg. – Schriftenr. Bodenverb. Vogelsberg 3, Lauterbach. 67 S.
- SRU (1985):
Umweltprobleme der Landwirtschaft. – Sondergutachten 1985 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart/Mainz. 423 S.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1987):
Statistisches Jahrbuch 1987 für die Bundesrepublik Deutschland. – Wiesbaden. 788 S.
- STEIN, K. (1986):
Vergleichende vegetationskundliche Untersuchungen biologisch-dynamisch und konventionell bewirtschafteter Grünlandflächen in Abhängigkeit von Standortbedingungen. – Diplomarbeit am Institut f. Bodenkunde, Universität Gießen. 94 S.
- STIFTUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU (Hrsg.) (1986):
Rahmenrichtlinien für die Erzeugung von landwirtschaftlichen Produkten aus ökologischen Landbau in der Bundesrepublik Deutschland – Stand 13.11.1986. – Ifoam-Bulletin 59: 5-10. Kaiserslautern.
- SUKOPP, H. (1981):
Veränderungen von Flora und Vegetation in Agrarlandschaften. – Ber. ü. Landw. N. F. 197. Sonderheft: 255-264. Hamburg.
- SUKOPP, H. et al. (1978):
Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 12. Bonn-Bad Godesberg. 108 S.
- TÜXEN, R. (1977):
Das Ranunculo repentis-Agroropyretum repentis, eine neu entstandene Flutrasen-Gesellschaft an der Weser und anderen Flüssen. – Mitt. flor.-soz. AG N. F. 19/20: 219-224. Todenmann ü. Rinteln.

VOGEL, H. (1988):
Naturschutzprogramme mit der Landwirtschaft –
Übersicht. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 41: 183-195.

VOIGTLÄNDER, G. und N. VOSS (1979):
Methoden der Grünlanduntersuchung und -Bewer-
tung. – Ulmer, Stuttgart, 207 S.

WEBER, H. (1979):
Zur Quantifizierung der Belastungsfaktoren für die na-
türliche Umwelt. – N&L 54: 298-302. Bonn.

Anschriften der Autoren:

Dipl.-Biol. Detlef Mahn
Kirchstraße 4
3554 Lohra-Kirchvers

Prof. Dr. Anton Fischer
Lehrereinheit Geobotanik
LMU München
Schellingstr. 14
8000 München 40

Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege

Martin Hundsdorfer

1. Definition des Begriffes Durchführung

Unter Durchführung soll hier das planmäßige Vorgehen zur Verwirklichung einer fachlichen Pflegezielsetzung verstanden werden. Die Formulierung der Pflegeziele ist nicht Bestandteil der Durchführung, hat dieser aber unmittelbar voranzugehen (Übersicht). Es bietet sich deshalb die Bearbeitung aus einer Hand an – soweit dies die Kompetenz des Planers erlaubt. Zumindest ist aber eine gemeinsame Zuständigkeit, also eine Koordinationsstelle für beide Bereiche erforderlich. Ähnlich verhält es sich mit der Erfolgskontrolle. Auch sie ist nicht eigentlicher Bestandteil des Durchführungsverfahrens, hat diesem aber ohne zeitlichen Verzug zu folgen. Als planmäßiges Vorgehen ist der koordinierte Ablauf der Teilverfahren Maßnahmenplanung, Kalkulation der Kosten, Ausschreibung und Vergabe (oder Ausführung in Eigenleistung) sowie Ausführung und Kontrolle in einem Gesamtverfahren zu verstehen; ebenfalls zur Durchführung gehört die Klärung der mit diesem Verfahren in Zusammenhang stehenden Fragen nach Zuständigkeiten, rechtlichen Gegebenheiten, Besitzverhältnissen und Finanzierungsmöglichkeiten.

2. Verfahrensablauf der Durchführung

Das Durchführungsverfahren läßt sich in eine Planungs- und in eine Umsetzungsphase gliedern (Übersicht).

Durchführungsphase I: Verfahrensplanung

Aufgabe der Verfahrensplanung ist die Formulierung von Pflegeverfahren, die Vorkalkulation der zu erwartenden Kosten sowie die Klärung von Finanzierung, Besitzverhältnissen und rechtlichen Fragen.

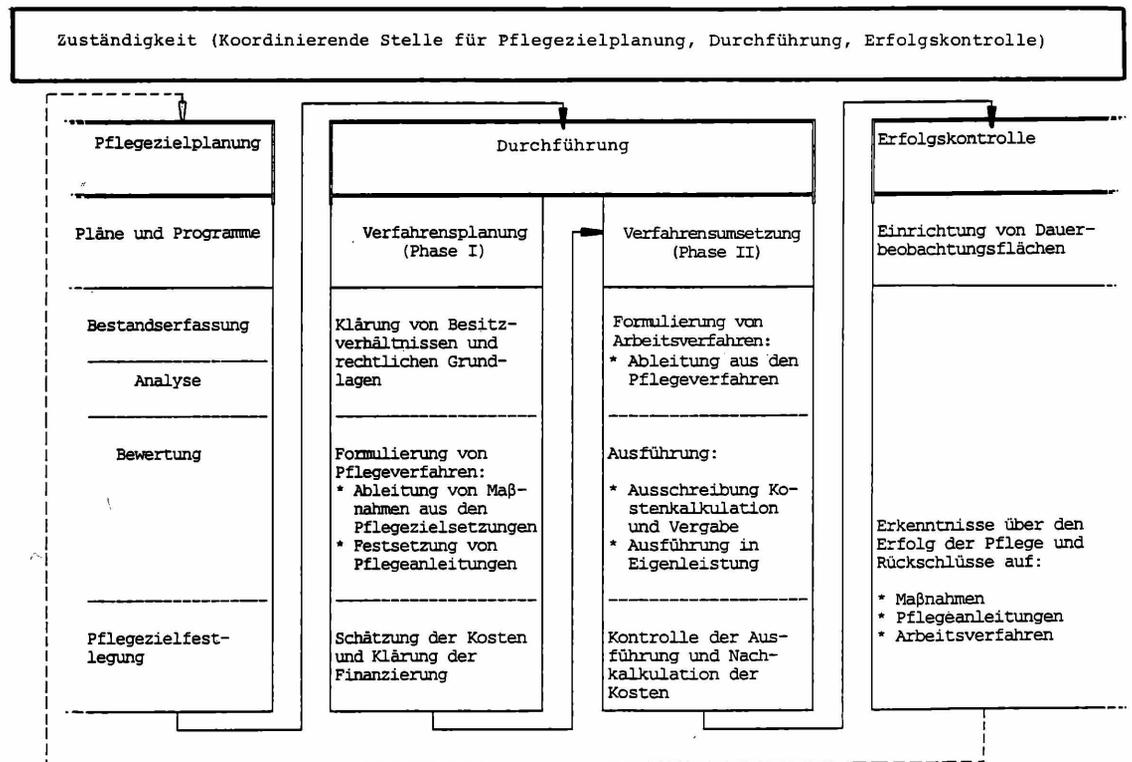
Die Formulierung der Pflegeverfahren geschieht in zwei Schritten:

- * Darstellung von geeigneten Maßnahmen
- * Festlegung von Pflegeanleitungen für die Sicherstellung einer zielgemäßen Ausführung der Maßnahmen

Durchführungsphase II: Verfahrensumsetzung

Aufgabe der Umsetzungsphase ist die Auswahl und der Einsatz von geeigneten Ausführungs- oder Arbeitsverfahren (ROTHENBURGER, HUNSDORFER, 1986), um die Pflegeverfahren in die Tat umzusetzen. Arbeitsverfahren bestehen aus Arbeitskräften, Maschinen, Geräten, Verarbeitungsmaterialien und sonstigen Hilfsmitteln.

Je exakter die Pflegeanleitung in Phase I formuliert ist, um so besser kann und muß das Arbeitsverfahren darauf abgestimmt werden, um so hochwertiger ist die Qualität der Pflege und um so teurer ist sie dann zumeist auch. Die Verteuerung hat ihre Ursachen darin, daß einfache, kostengünstige Verfahren, die zwar grundsätzlich für den Vollzug der Maßnahmen geeignet sind, um so eher ausschei-



Übersicht

Verfahrensablauf zur Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege

den, je konkreter die an sie gestellten Ansprüche werden. Übrig bleiben dann die aufwendigeren, somit teureren. Exakte Pflegeanleitungen sind dringend erforderlich, da es nicht darum gehen kann, die Maßnahme nur unter möglichst geringem Aufwand auszuführen, z. B. eine Fläche eben zu mähen, sondern darum, dabei das festgelegte Pflegeziel möglichst exakt zu erreichen.

Beispiel:

Pflege- und Arbeitsverfahren am Beispiel der Streuwiesenmahd

Pflegeziel:

Erhaltung der typischen Vegetationsgemeinschaft einer Streuwiese.

Pflegeverfahren:

- a) Maßnahme: Mahd der Fläche und Entfernung des Schnittgutes (die Maßnahme leitet sich ab aus der Nachahmung der ursprünglichen Nutzung).
- b) Pflegeanleitung (Beispiele für mögliche Festlegungen):
 - * Mahd im Herbst – ab Mitte September
– oder ab Ende September
– oder ab Mitte Oktober
 - * Mahd – alle fünf Jahre
– oder alle drei Jahre
– oder jedes Jahr
 - * Entfernung des Schnittgutes aus der Fläche zur Vermeidung von Nährstoffanreicherung und Mulchwirkung – bei jeder Mahd
– nur bei jeder 2. Mahd
– nur bei jeder 3. Mahd
 - * Befahren der Fläche – mehr als zweimal erlaubt
– max. zweimal erlaubt
– nur einmal erlaubt
 - * Mindestarbeitsbreite (Minimierung der Anzahl der Fahrspuren) – 1,85 m
– 2,10 m
– 2,40 m
 - * Erlaubter Bodendruck – max. 1000 g/cm²
– max. 500 g/cm²
– max. 200 g/cm²
 - * Einsatz von – Standardschlepper erlaubt
– Allradschlepper vorgeschrieben

Arbeitsverfahren:

Je nachdem, welche der aufgelisteten Variablen für eine konkrete Pflegeanleitung fixiert werden, hat die Auswahl des Arbeitsverfahrens zu erfolgen. Ist z. B. das Befahren der Fläche durch Maschinen mit einem Bodendruck von 2000 g/cm² erlaubt und das dreimal pro Mahd einschließlich Schnittgutentfernung bzw. ist es aus Gründen der Bodenstabilität möglich, so kann gängiges landwirtschaftliches Gerät eingesetzt werden. Das Arbeitsverfahren gliedert sich dann typischerweise in drei Teilverfahren:

- * Mahd mit Kreiselmähwerk, 2,1 m Arbeitsbreite am Allradschlepper, 45 kW; 1 Arbeitskraft
- * Schwadbildung mit Bandheuer, 2,2, m Arbeitsbreite am Allradschlepper, 35 kW; 1 Arbeitskraft
- * Aufnahme der Schwade mit Ladewagen, 4 m Arbeitsbreite (effektiv) am Allradschlepper, 45 kW; 1 Arbeitskraft

Ist aber festzusetzen, daß die Fläche nur einmal pro Mähvorgang und max. mit 500 g/cm² Bodendruck befahren werden darf, so kann das Arbeitsverfahren z. B. so lauten:

- * Mahd mit Kreiselmähwerk, Arbeitsbreite 2,4 m, (Scheibenmäher) im Frontanbau an Raupenfahrzeug, 121 kW. Schnittgutaufnahme mit Ladewagen, 11 m³ Ladekapazität, Heck-Pick-Up im Heckaufbau; 1 Arbeitskraft

Das Beispiel ist beliebig zu variieren: kann z. B. das Schnittgut auf der Fläche verbleiben, so ist kostengünstig ein Schlegelmäher einzusetzen; ist die Anforderung an schonende Behandlung auch für die Mähraupe zu hoch, so ist Handarbeit (Sensenmahd, Entfernung des Schnittgutes auf Planen) erforderlich, was zu weiteren enormen Preissteigerungen führt (HUNSDORFER, 1988 a).

Es zeichnen sich hier die vier Hauptprobleme der Durchführung Aktiver Pflege ab:

- * Die Ableitung von Maßnahmen aus der vorgegebenen Pflegezielsetzung erfordert eine genaue Kenntnis des potentiell möglichen Maßnahmenspektrums der Aktiven Pflege.
- * Grundlage für das Erarbeiten von Pflegeanleitungen ist eine exakte Aussage über die fachlich notwendige Pflegequalität, um die Pflegeziele mit den einfachsten der möglichen Arbeitsverfahren, somit mit dem geringstmöglichen finanziellen Aufwand zu erreichen. Im Zweifelsfall werden derzeit häufig Maximalforderungen gestellt.
- * Die Formulierung der Festsetzungen in den Pflegeanleitungen erfordert weiterhin einen Überblick über die potentiell möglichen Arbeitsverfahren sowie über deren längerfristige Aus- und Nebenwirkungen, um gezielt den Einsatz bestimmter Verfahren fördern bzw. verhindern zu können.
Die Auswahl von Arbeitsverfahren für die Umsetzung der Pflegeverfahren erfordert genaue Kenntnisse der Einsatzmöglichkeiten, also der Leistungsbandbreiten bzw. -grenzen der zur Auswahl stehenden Maschinen und Geräte.

Im Gegensatz zur Pflegezielplanung im Vorfeld der Durchführung, die nach den bekannten Verfahrensschritten Bestandserfassung – Analyse – Bewertung abläuft und für die das notwendige Grundlagenwissen bei zwar hohem zeitlichen Aufwand, ansonsten aber relativ problemlos aus der Erhebung vor Ort bzw. auch Literaturarbeit beschafft werden kann, sind für die Durchführung die notwendigen, umfangreichen Kenntnisse vorerst nur zum geringen Teil bekannt und aus der Literatur abrufbar; sie vor Ort zu erheben, ist für den Einzelfall schwierig, da dies zumeist mit mehrjähriger Dauerbeobachtung verbunden ist.

Das erste, sich dem Planer von Durchführungsverfahren stellende Problem, nämlich über genaue Kenntnisse potentiell möglicher Maßnahmen Aktiver Pflege verfügen zu müssen, kann dieser noch durch Literaturstudium lösen. Die beiden anderen Anforderungen, zum einen die Festlegung der fachlich notwendigen Pflegequalität und zum anderen die Einschätzung der Aus- und Nebenwirkungen von Ausführungsverfahren, stellen ihn vorerst vor kaum lösbare Probleme. Allgemeingültiges Wissen darüber ist kaum abrufbar. Die dazu notwendigen, umfangreichen Untersuchungen fehlen weitgehend. Die derzeit bekannten, vereinzelt durchgeführten Dauerbeobachtungen z.B. durch SCHIEFER (1983), KAPFER (1987), PFADENHAUER et. al. (1987) können nur einen kleinen Teil dieser umfangreichen Wissenslücke schließen. An dieser Stelle entscheidend voranzukommen, würde die Durchführung Aktiver Pflege zielstrebig, effektiver und kostengünstiger machen. Hierzu wäre eine systematische Erfolgskontrolle (Übersicht) der derzeit durchgeführten Pflege geeignet. Das geschieht derzeit offensichtlich nicht: Für keinen der ca. 110

vom Verfasser zum Zweck von Zeitstudien untersuchten Pflegeeinsätze war eine wissenschaftlich fundierte Erfolgskontrolle vorgesehen.

Die Klärung der für Planer und für Ausführende ebenfalls wichtigen Frage, welche Ausführungsverfahren zur Verfügung stehen, wie und wo sie hauptsächlich einzusetzen sind und wo ihre Leistungsgrenzen liegen, war durch Untersuchungen während des Einsatzes für einen Teil der Verfahren im Rahmen der Kostenermittlung von Maßnahmen Aktiver Pflege möglich (HUNSDORFER, 1988 a, 1988 b).

3. Beurteilung derzeitiger Durchführungsverfahren Aktiver Pflege und Vorschläge zu deren Verbesserung

3.1 Analyse derzeitiger Durchführungsverfahren

Ordnet man die bestehenden Verfahren der Durchführung Aktiver Pflege dem vorangestellten Durchführungsschema zu, so ergeben sich drei grundsätzliche Typen:

- Durchführungs-Teil-Verfahren mit gut funktionierender erster, also Maßnahmenplanungsphase, aber keiner direkten Umsetzung; häufig ist statt dessen die Vorstufe zur Durchführung, die Bestandserfassung einschließlich Zielformulierung integriert.
- Durchführungs-Teil-Verfahren mit gut funktionierenden zweiter, also Umsetzungsphase, der aber keine fachliche Konzeption als erste Phase voransteht.
- „Echte“ Durchführungsverfahren mit sowohl ausgeprägter Maßnahmenplanungs- als auch Umsetzungsphase.

(Die Inhalte der Zuordnung können nachfolgend nur andeutungsweise wiedergegeben werden)

zu a) **Durchführungs-Teil-Verfahren mit Maßnahmenplanungs-, jedoch ohne Umsetzungsphase**

Für die direkte Umsetzung ausreichend genaue Maßnahmenplanungen werden z. B. im Rahmen der Pflege- und Entwicklungsplanung für Naturschutzgebiete sowie des Landschaftspflegeprogrammes Bayern (Alpeninstitut) erarbeitet. Zu keiner der beiden Planungen existieren aber derzeit festgesetzte Verfahrensabläufe für die Umsetzung. Die Landschaftsplanung dagegen ist nicht einmal als Durchführungs-Teil-Verfahren anzusprechen. Mit ihrer grob formulierten Maßnahmenliste kann sie lediglich als Bestands- und Zielplanungen für andere Instrumente dienen. Direkte Impulse zur Aktiven Pflege gehen von ihr kaum aus.

zu b) **Durchführungs-Teil-Verfahren mit Umsetzungs-, jedoch ohne Planungsphase**

Häufig ist die Ausführung von Aktiver Pflege ohne ausreichenden Bezug zu einem landespflegefachlichen Maßnahmenkonzept vorzufinden. Dies gilt z.B. für zwei Förderprogramme, dem Landschaftspflegeprogramm (Pflegerichtlinien) und dem Kulturlandschaftsprogramm-Teil C, aber auch für die kommunalen Grünflächenpflege.

zu c) **Durchführungsverfahren mit ausgeprägter Maßnahmenplanungs- und Umsetzungsphase**

Als komplette Durchführungsverfahren, sind z. B. die landespflegerische Begleitplanung in der Flurbereinigung, das Landschaftspflegekonzept der

staatlichen landwirtschaftlichen Versuchsgüter und die Projekte des WORLD WILDLIFE FOND (WWF) zu bezeichnen. (Die Beurteilung der landespflegefachlichen Qualität dieser Verfahren war nicht Gegenstand der Bewertung).

Eine Ausnahme bilden Grünordnungsplanung und landschaftspflegerische Begleitplanung bei Abbau und Rekultivierung. Hier erfolgt eine indirekte Umsetzung der geplanten Maßnahmen durch Auflagen an die nachfolgende Objektplanung – somit im weitesten Sinne durch bzw. infolge von Nutzung. Diese Verfahren sind somit, obwohl komplett, nicht übertragbar.

4. Bewertung derzeitiger Durchführungspraktiken

Vergleicht man die als gut beurteilten Durchführungsverfahren, so stimmen sie in vier Punkten überein:

- * Beide Durchführungsphasen sind unter einer Zuständigkeit vereinigt.
- * Es steht bereits während der Planungsphase fest, auf welche Weise die Umsetzung erfolgen wird.
- * Es entsteht kein zeitlicher Verzug zwischen den beiden Phasen. Der Planung folgt umgehend die Umsetzung.
- * Die Pflege wird nicht auf fremder, sondern auf eigener Fläche des Durchführenden ausgeführt.

Dabei erscheint die letzte Übereinstimmung, also die Pflege auf eigener Fläche als die wichtigste: Im Flurbereinigungsverfahren gehen die Flächen eigens zu diesem Zweck auf Zeit in den gemeinsamen Besitz der Teilnehmergeellschaft über und werden anschließend neu verteilt; der WWF oder andere private Organisationen kaufen zu pflegende Flächen mit großem Mittelaufwand.

Zieht man die Teil-Verfahren mit gut funktionierender Umsetzungsphase hinzu, so verstärkt sich dieser Eindruck: Sie erfolgen ebenfalls ausschließlich auf den eigenen Flächen.

Den reibungslos verlaufenden Umsetzungsstufenverfahren sind darüber hinaus zwei Punkte gemeinsam:

- * Umsetzung durch einen eigenen Ausführungsapparat
- * Ausführung hauptsächlich mit eigenem Gerät und eigenen Arbeitskräften.

Vergleicht man die Faktoren für eine reibungslose Umsetzung, also eigene Verwaltung, eigener Maschinenpark, eigener Personalbestand, eigene Flächen, mit denen von Verfahren mit lediglich ausgeprägter Planungsphase, so wird ersichtlich, warum diese Verfahren nicht zur Umsetzung gelangen: sie erfüllen keines der genannten Kriterien. Da es sich bei letzteren aber durchweg um landespflegerische Fachplanungen handelt, kann gesagt werden: Die Landespflege besitzt alle Möglichkeiten zur Erfüllung der 1. Durchführungsphase, die übrigen Fachbereiche besitzen diejenigen zur Erfüllung der 2. Durchführungsphase. Etwas überspitzt formuliert heißt dies: Die Landespflege entwickelt Konzepte, die häufig nicht zur Umsetzung gelangen, die umgesetzten Maßnahmen folgen häufig keiner landespflegefachlichen Konzeption. Die aus diesem Mißstand – er muß als Ursache für die festgestellte Problematik derzeitiger Aktiver Pflege (HUNSDORFER, 1988c) angesehen werden – zu ziehende Konsequenz, die Vereinigung dieser Verfahrenstors zu sinnvollen Gesamtverfahren, ist vorerst nur in Ansätzen sichtbar, z. B. beim Konzept für die

staatlichen Versuchsgüter, das Landespflege- und Landwirtschaftsbehörden gemeinsam erstellen. Auch den Weg, den WWF und Flurbereinigung gehen, indem sie Fachkräfte für die Maßnahmenplanung einstellen, führt zu Gesamtverfahren in einer Hand. Der Personalbestand an Landschaftsökologen ist bei Flurbereinigungsdirektionen allerdings noch sehr gering.

Aus Analyse und Bewertung derzeitiger Durchführungspraktiken ergeben sich zwei Ansatzpunkte zu ihrer Verbesserung:

- a) Koordination der „planlos“ umgesetzten Pflege durch verbesserte, praxisgerechte, fachliche Maßnahmenplanungen
- b) Schaffung eines Instrumentariums zur Umsetzung fachlicher Planungen.

zu a)
Verbesserung der landespflegefachlichen Maßnahmenplanung

Durch eine verbesserte landespflegefachliche Maßnahmenplanung ist die Koordination der vorgestellten, derzeit größtenteils ohne diese ablaufende Pflege der anderen Fachbereiche sowie deren noch vorhandenen enormen Handlungsreserven anzustreben. Wenn es gelingt, die verschiedenen Aktivitäten, Aktionen und Kapagnen – die sich i. d. R. nicht überschneiden, sondern ergänzen – zu verknüpfen, so wird eine flächendeckende Pflege vorstellbar.

zu b)
Schaffung eines landespflegefachlichen Instrumentariums zur Umsetzung Aktiver Pflege

Dem landespflegerischen Fachbereich ist es derzeit kaum möglich, Maßnahmen selber umzusetzen. Logische Konsequenz sind die erläuterten Versuche, im Rahmen von Nutzungsaufgaben und Förderprogrammen indirekt einzugreifen – mit all den damit verbundenen Nachteilen, vor allem zu geringer Effizienz. Es mangelt am direkten Flächenzugriff, also an, unter Umständen auf Zeit, eigenen Flächen und deshalb auch an einer – somit derzeit unnötigen – Umsetzungsorganisation.

Zusammenfassung

Es wird einführend ein zweistufiges Durchführungs-gesamtverfahren für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege vorgestellt und am Beispiel erläutert, wobei sich vier Hauptprobleme der Durchführung ableiten lassen. Ausgehend von diesem, als Norm zugrundgelegten Verfahrensablauf, erfolgt dann eine Untersuchung der derzeitigen Durchführungspraxis. Dabei wird festgestellt, daß nur bei wenigen Verfahren beide Stufen gleichmäßig ausgeprägt sind. Häufig fehlt eine sogar ganz. Landespflegefachliche Verfahren enden überwiegend mit Phase I (Verfahrensplanung), Verfahren anderer Fachbereiche beginnen meist mit Phase II (Verfahrensumsetzung). Für die Verbesserung der derzeitigen Durchführungssituation ergeben sich zwei Ansatzpunkte:

- Schaffung eines Instrumentariums zur gezielten Umsetzung landespflegefachlicher Planungen
- Koordination der „planlos“ umgesetzten Pflege anderer Fachbereiche durch Einbezug in eine verbesserte, praxisgerechte fachliche Maßnahmenplanung.

Ausgehend von der Analyse gut funktionierender Gesamtverfahren werden in groben Zügen Vorschläge für eine flächendeckende Durchführung „Aktiver Pflege“ skizziert.

5. Literatur:

HUNSDORFER, M. (1988 a): Kostendatei für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. – Materialienband 55 des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.

— (1988 b):

Datensammlung Landschaftspflege. Daten zur Kalkulation von Arbeitszeit und Maschinenkosten; Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Darmstadt-Kranichstein.

— (1988 c):

Aktive Landschaftspflege. Inhalte, Durchführung, Erhebung von Planungsdaten und Kostenkalkulation; Dissertation der Technischen Universität München-Weihenstephan.

KAPFER, A. (1987):

Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Dissertation der Technischen Universität, München-Weihenstephan.

PFADENHAUER, J.; POSCHOLD, P.; BUCHWALD, P. (1986):

Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. Methode der Anlage und Aufnahme; In: ANL-Berichte 10, Laufen.

ROTHENBURGER, W. (1985):

Möglichkeiten, Bedarf und Aufwand für landschaftspflegerische Maßnahmen, ausgeführt von landwirtschaftlichen Unternehmen. In: Existenzsicherung der Landwirtschaft. – Agrarspektrum 10; Schriftenreihe des Dachverbandes wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrarforschung.

ROTHENBURGER, W.; HUNSDORFER, M. (1986):

Arbeitsverfahren zur Pflege der Landschaft; In: Landtechnik, 41. Jahrgg., Heft 12, S. 512-418.

SCHIEFER, J. (1983):

Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung; In: Natur und Landschaft, 58. Jahrgg., Heft 7/8, S. 295-300.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Martin Hundsdorfer
Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Gartenbaues
und Lehrgebiet Ökonomie der Landespflege
TU München-Weihenstephan
Blumenstraße 16
8050 Freising

Überlegungen zu einer Zielkonzeption des Naturschutzes für das NSG „Grainberg-Kalbenstein“ und Umgebung (Raum Karlstadt, Lkr. Main-Spessart)

Rainer Heß und Gabriele Ritschel-Kandel

Inhaltsverzeichnis:	Seite
1. Einleitung	281
2. Das NSG Grainberg-Kalbenstein und seine Bedeutung für den Artenschutz	281
3. Die aktuelle Situation und die Zukunftsaussichten gefährdeter Arten in den unterfränkischen Steppenheiden	282
4. Vorläufige Zielkonzeption für das NSG „Grainberg-Kalbenstein“ und Umgebung	285
5. Möglichkeiten der Umsetzung des Konzeptes	288
6. Zusammenfassung	288
7. Literatur	288

1. Einleitung

Das NSG Grainberg-Kalbenstein ist ein typisches Beispiel für die aktuelle Situation des Arten- und Biotopschutzes in den unterfränkischen Mager- und Trockenstandorten.

Der anhaltende Verlust von Arten, der auch vor Schutzgebietsgrenzen keineswegs halt macht, führt deutlich vor Augen, daß von einer Trendwende im Artenschutz noch nicht die Rede sein kann. Zwar wird derzeit mehr Geld als jemals zuvor für den Naturschutz ausgegeben, aber ein Erfolg im Sinne einer Verbesserung der Lage des Artenschutzes ist bisher nicht nachweisbar.

Ursache dafür könnte die Tatsache sein, daß sich die Maßnahmen und Aktivitäten des Naturschutzes bisher auf die Sicherung einzelner Schutzgebiete und schutzwürdiger Biotope beschränken mußten, während Flächen mit „normaler“ landwirtschaftlicher Nutzung und Waldbereiche als „Tabuzonen“ der Landwirtschaft bzw. der Forstwirtschaft gelten, in denen der Naturschutz nichts zu suchen hat. Naturschutzstrategien werden jedoch nur dann Aussicht auf Erfolg haben, wenn eine umfassende Naturschutzpolitik möglich ist, die voll in alle Nutzungssysteme eingreift (PFADENHAUER 1988). Obwohl eine derartige Forderung im Moment utopisch erscheint, sollten vom Naturschutz rechtzeitig regionale ökologische Konzepte mit Aussagen zum Flächenanspruch des Naturschutzes vorgelegt werden, selbst wenn diese Aussagen vorläufigen Charakter haben. Das Fehlen umfassender Zielkonzeptionen des Naturschutzes wird heute vielfach beklagt (z. B. PLACHTER 1987, SCHREINER 1987).

Das vorliegende Minimalkonzept wurde entwickelt, um den schwerpunktmäßigen, systematischen Einsatz derzeitiger Naturschutzförderprogramme in einem bestimmten Raum zu begründen.

2. Das NSG Grainberg-Kalbenstein und seine Bedeutung für den Artenschutz

Das NSG Grainberg-Kalbenstein ist die interessanteste Partie des unterfränkischen Wellenkalkgebietes und zugleich die größte, noch vorhandene, zusammenhängende Fläche xerothermer Biozönos

im Maintal. Zu dem einmaligen Standortsmosaik xerothermer Einheiten gehören Felsstandorte, Kalkschotterflächen, lückige Trockenrasen, geschlossene Halbtrockenrasen, wärmeliebende Säume und Gebüsch, Trockenwälder, sowie Weinberge, Weinbergsbrachen in den verschiedensten Sukzessionsstadien, aufgelassene Obstgärten, einschließlich von charakteristischen Strukturen und Bewirtschaftungsrelikten (Mauern, Treppen, Steinriegel).

Bei vergleichenden Untersuchungen der unterfränkischen Xerotherm-Standorte auf Muschelkalk wird der Kalbenstein sowohl von Botanikern als auch von Zoologen aller Fachrichtungen übereinstimmend als bester und einzigartiger Standort bezeichnet. Eine solche Häufung von xerothermen Arten ist einmalig in Mitteleuropa und hebt den Kalbenstein mit Abstand weit über alle anderen Steppenheidegebiete heraus.

Einige Beispiele von Arten mit landesweiter Bedeutung, die derzeit noch (!) im Gebiet vorkommen:

Netzflügler:

Ascalaphus longicornis (Schmetterlingshaft)

Zikaden:

Tibicen haematodes (Lauer, Blutrote Singzikade)

Dictyophara europaea (Europäischer Laternen-träger)

Gargara genistae (Dornzikade)

Heuschrecken:

Calliptamus italicus (Italienische Schönschrecke)

Chorthippus vagans (Steppengrashüpfer)

Oedipoda germanica (Rotflügelige Ödland-schrecke)

Stenobothrus nigromaculatus (Schwarzfleckiger Grashüpfer)

Wanzen:

Odontotarsus purpureolineatus

Rhinocoris iracundus (Rote Mordwanze)

Käfer:

Dorcadion fuliginator (Erdbockkäfer)

Schmetterlinge:

Iphiclides podalirius (Segelfalter)

Chazara briseis (Berghexe)

Hipparchia semele (Rostbinde)

Brinthesia circe (Waldportier)

Fransenflügler (ZUR STRASSEN 1986):

Aeolethrips collaris

Aptinothrips karnyi

Thrips praetermissus

Spinnen (BAUCHHENS 1988):

Atypus muralis

Zelotes aurantiacus

Nur ganz wenige Arten, wie z.B. *Ascalaphus longicornis*, hatten immer schon eine eng begrenzte Zahl von Standorten in Unterfranken. Das Gros der heute selten gewordenen Arten war früher wesentlich weiter verbreitet oder sogar sehr häufig. Seit Jahrzehnten nehmen die Nachweise gefährdeter Arten der Roten Listen kontinuierlich ab, der Artenrückgang verläuft immer noch ungebremst. Nach der Entwertung vieler unterfränkischer Xerotherm-Standorte ist das NSG Grainberg-Kalbenstein für viele ehemals häufige Arten zum letzten Rückzugsgebiet in Unterfranken geworden (wie lange noch?).

Das NSG Grainberg-Kalbenstein besitzt somit als Arten-Reservoir und Ausbreitungszentrum für eine potentielle Wiederbesiedlung von anderen Xerothermstandorten eine herausragende, einmalige Bedeutung; Artenverluste sind unersetzbar. Es gilt um jeden Preis zu verhindern, daß die wichtigsten Bioindikatorarten von überregionaler Bedeutung hier völlig aussterben, da ein solcher Verlust irreparabel wäre und eine Wiederausbreitung dann endgültig unmöglich gemacht wäre.

Abbildung 1

Der vielfältige xerotherme Biotopkomplex am NSG „Grainberg-Kalbenstein“ mit Felsheiden, Trockenrasen und Gebüsch am Oberhang, Weinbergen und Weinbergsbrachen am Unterhang stellt ein typisches Beispiel des ökologisch hochwertigen Lebensraumes „Alter Weinberg“ dar. Durch das zunehmende Brachfallen ehemaliger Weinberge und die nachfolgende Verbuschung ist eine Vereinheitlichung der Standorte zu befürchten. Durch die Naturschutzprogramme soll die extensive Nutzung derartiger Flächen wiederbelebt werden. Auch für die auf der Hochfläche angrenzenden Ackerflächen wird eine Extensivierung der Nutzung angestrebt, da sie für den Gesamtlebensraum von Bedeutung sind.

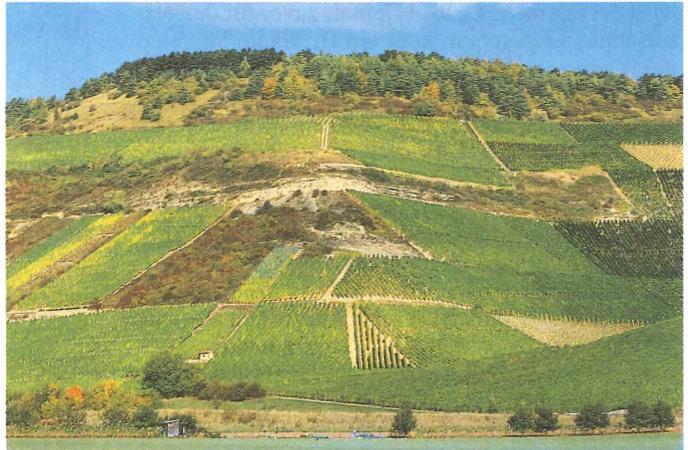


Abbildung 2

Wie hier am Tiertalberg bei Thüngersheim werden wertvolle Trockenstandorte im Maintal zunehmend entwertet. Durch Flurbereinigung und Nutzungsintensivierung gingen die Weinbergsflächen als Lebensraum für xerotherme Arten verloren. Die übriggebliebenen Restbiotop sind voneinander isoliert; zudem verlieren sie durch Sukzession ihren Trockenrasen-Charakter. Seltene xerotherme Arten, wie z.B. Rotflügelige Ödlandschrecke und Blutrote Singzikade sind zwar noch vorhanden, haben aber langfristig bei unverändert anhaltender Entwicklung keine Zukunftschancen mehr.



3. Die aktuelle Situation und die Zukunftsaussichten gefährdeter Arten in den unterfränkischen Steppenheiden

Die Situation der Trockenstandorte ist in ganz Unterfranken gekennzeichnet durch einen besorgniserregenden Rückgang der seltenen und gefährdeten Tierarten.

Davon ist bedauerlicherweise auch ein so hervorragendes Gebiet wie das NSG Grainberg-Kalbenstein nicht ausgenommen. Derzeit fungiert es als Rückzugsgebiet für selten gewordene Arten, die früher in den Trockengebieten Unterfrankens mehr oder weniger weit verbreitet waren, und anderswo durch vielfache Veränderungen und Einwirkungen bereits verdrängt wurden. So entsteht für das NSG Grainberg-Kalbenstein der Eindruck einer Arche Noah, wohin sich viele aussterbende Arten retten konnten, um dort zu überleben. Nach bisherigen Erfahrungen ist es allerdings sehr wahrscheinlich, daß bei gleichbleibender Entwicklung auch in diesem Gebiet das Artensterben weitergehen wird. Die allgemeinen Rückzugstendenzen sind längst auch hier zu beobachten; selbst Arten, die früher als „häufig“ bezeichnet wurden, wie z. B. der Erdbockkäfer, werden zunehmend seltener. Es ist zwar erfreulich, daß so viele Raritäten von landesweiter Bedeutung noch im Gebiet vorkommen; aber es ist höchst unwahrscheinlich, daß Arten, die bei uns bereits so stark zurückgegangen sind, sich noch über längere Zeit halten können.

Warum sind die Zukunftsaussichten für das Schutzgebiet so negativ zu beurteilen?

Zwar nimmt das NSG die vergleichsweise stattliche Fläche von 89 Hektar ein, aber diese Fläche erstreckt sich als überwiegend schmales Band über eine Länge von etwa 5 km. An manchen Stellen ist die langgestreckte Schutzgebietsfläche nur wenige Meter breit, und damit sämtlichen negativen Randeinflüssen ausgesetzt.

Auf Grund der bisherigen Abgrenzung, die hier (wie auch bei anderen Schutzgebieten) aus tierökologischer Sicht unzureichend ist, ist angesichts der Veränderungen in der Umgebung eine weitere negative Entwicklung für die Zukunft zwangsläufig vorprogrammiert. Die Schutzgebietsfläche beschränkt sich auf Teilbereiche des Hanges, meist die oberen Hanglagen von der Plateaukante bis zum Mittelhang. Zum Xerotherm-Standort als Lebensraumkomplex gehört aber weit mehr: ebenso unverzichtbar wie der gesamte Unterhang bis zur Talsohle sind die oben angrenzenden Plateaulagen, die überwiegend landwirtschaftlich genutzt werden. Diese Flächen waren früher, d. h. solange die Nutzung extensiv war, Teillebensraum des xerothermen Biotopkomplexes; über die scherbenreichen, ertragsarmen Kalkäcker und über lichte Steppenheidewälder war eine Verbindung zu benachbarten Steppenheiden möglich.

Nur die steilen Felshänge des Kalbenstein sind relativ unverändert geblieben; in allen anderen Flächen haben sich in den letzten Jahrzehnten tiefgreifende Änderungen vollzogen, deren Auswirkungen auf die xerothermen Arten mit zeitlicher Verzögerung allmählich immer deutlicher werden.

Für den Artenrückgang sind – abgesehen von direkter Zerstörung – drei Ursachen verantwortlich zu machen, die alle mit Nutzungsänderungen in Zusammenhang stehen und die in ähnlicher Form für die meisten Trockenstandorte in Unterfranken zu treffen:

- a) Nutzungsaufgabe in der Steppenheide, bzw. die nach Beendigung jeder Nutzung eintretende Sukzession
- b) Nutzungsänderungen (Intensivierung) in landwirtschaftlichen Flächen
- c) Nutzungsänderungen in Wäldern auf trockenwarmen Standorten

a) Veränderungen in der Steppenheide

Der Biotopkomplex Steppenheide ist in Unterfranken eine Folgeerscheinung extensiver Nutzungen, insbesondere der früher weit verbreiteten Schafbeweidung. Jahrhundertlang erfolgte eine einseitige Verlagerung von Nährstoffen; diese beständige Ausmagerung der beweideten Flächen führte auf vielen ursprünglich mesophilen Standorten zur Entstehung großflächiger Magerrasen. Solange es diese Nutzungsform gab, war auch die Erhaltung bzw. Neuschaffung des abwechslungsreichen Standortmosaiks von Trockenrasen, Halbtrockenrasen und wärmeliebenden Gebüschern gesichert. Vor etwa 3 bis 4 Jahrzehnten endete im Muschelkalkbereich die extensive Schafbeweidung und damit setzte gleichzeitig der Ablauf der natürlichen Sukzession ein. Während die frühen Sukzessionsstadien durchaus zu einer Bereicherung des Standortmosaiks beigetragen haben, und daher die Aufgabe jeglicher Nutzung von Seiten des Naturschutzes zunächst begrüßt wurde, ist nun der Zeitpunkt längst erreicht, wo die extrem offenen, vegetationsfreien und vegetationsarmen Habitate, sowie sehr kurzrasige Trockenrasen zunehmend ersatzlos verdrängt worden sind. Es fehlen frische Rohbodenflächen,

die früher durch die mit einer Beweidung verbundenen Erosionsvorgänge kleinflächig immer wieder aufs neue entstanden sind. Hinsichtlich der Nährstoffe findet in Umkehr zur ehemaligen Ausmagerung während der Beweidung wieder eine Anreicherung statt (beschleunigt durch die allgegenwärtige Eutrophierung aus der Luft), die zu einer schleichenden, kontinuierlichen Veränderung der Mager- und Trockenstandorte führt.

Auch die früher üblichen kleinflächigen Schotter- und Mergelentnahmestellen werden ebenfalls schon lange nicht mehr genutzt; daher erfolgt hier ebenfalls eine Sukzession.

Die Veränderungen in den Trockenstandorten führen überall zu einer Vereinheitlichung von Standorten, deren vielfältiges Biotopmosaik durch extensive Nutzungen geschaffen und erhalten wurde.

b) Veränderungen in landwirtschaftlichen Flächen

In der ehemaligen Kulturlandschaft dienten die extensiv genutzten Äcker und Weinberge, die in trockenen Lagen stets nur eine lockere Vegetationsdecke aufwiesen, wechselweise als Lebensraum für einen Großteil der xerothermen Tierarten. In der älteren Literatur werden als Fundorte für selten gewordene Arten nicht nur „schutzwürdige Biotope“ (nach heutigem Sprachgebrauch) angegeben, sondern auch das ganze Spektrum landwirtschaftlicher Flächen.

Viele xerotherme Spezialisten der Steppenheiden halten sich vermutlich keineswegs ausschließlich in den sogenannten „intakten“ Biotoptypen (Trockenrasen usw.) auf, sondern wechselweise auch in den Habitattypen, die im derzeitigen Bewertungsschema des Naturschutzes gar nicht als „schutzwürdig“ klassifiziert werden, wie die extensiv genutzten Äcker und Weinberge, die mannigfaltigen Brachestadien unterschiedlichen Alters von Äckern und Weinbergen, Kalkschotterwege, Ruderalflächen sowie Störstellen unterschiedlicher Art, wie z.B. Brandstellen. Es ist also anzunehmen, daß in der alten Kulturlandschaft die gesamte Landschaft als einheitlicher Lebensraumkomplex genutzt werden konnte. Charakteristisch und ökologisch wichtig war eine enge Verzahnung unterschiedlicher Habitattypen, ein kleinräumiges Nutzungsmosaik, wie es am Unterhang des NSG Grainberg-Kalbenstein noch heute zu finden ist. Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung war gleichbedeutend mit dem Verlust der Acker- und Weinbergflächen als Lebensraum für seltene Arten. Schwerwiegende Auswirkungen auf die Pflanzen- und Tierwelt hatte einerseits der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, andererseits bewirkte die zunehmende Düngung tiefgreifende Änderungen der Bestandsstruktur und der kleinklimatischen Verhältnisse. Die ehemals vegetationsarmen, trockenwarmen Rohbodenstandorte der Kalkscherbenäcker tragen heute infolge sehr guter Nährstoffversorgung (Düngung) hochwüchsige, dicht geschlossene, den Boden völlig beschattende Bestände.

c) Veränderungen im Waldbereich auf Trockenstandorten

Die lichten Steppenheidewälder auf trockenwarmen Standorten sind durch Nutzungsformen wie Mittel- und Niederwaldnutzung, Waldweide und Streunutzung gefördert worden. Sobald die menschlichen Einwirkungen entfallen, erfolgt eine

Rückentwicklung der anthropogen gelichteten Wälder zur natürlichen Waldgesellschaft, und das sind auch auf Trockenstandorten die Buchenwälder, nicht etwa Eichen-Hainbuchen-Wälder. Sogar auf den flachgründigen vorderen Hangkanten des Kalbenstein und anderer Muschelkalkstandorte scheint das Vordringen der Buche unaufhaltsam zu sein. Diese Sukzession ist derzeit überall im unterfränkischen Muschelkalkbereich zu beobachten; die für Steppenheidewälder charakteristischen Eichen oder die Kiefern werden verdrängt durch die Buche, eine Schattholzart. Durch diesen Wandel in der Baumartenzusammensetzung werden die Wälder zunehmend schattiger, sie verlieren ihren ehemaligen Reichtum an Übergangs- und Randstrukturen, und die zahlreichen, auf Licht und Wärme angewiesenen Arten der Trockenstandorte sind zum Aussterben verurteilt (WEIDEMANN 1986). Zwangsläufig wird auf Trockenstandorten die Sukzession zum naturnahen Buchenwald mindestens ebenso zum Artenrückgang beitragen wie die vielgescholtene Intensivierung der Landwirtschaft.

Das Zusammentreffen mehrerer Faktoren hat seit einigen Jahrzehnten überall zu einer katastrophalen Verschlechterung der Situation für Xerothermartens geführt. Die tiefgreifenden Nutzungsänderungen sind Ursache dafür, daß Steppenheiden zunehmend entwertet wurden, und daß sowohl die Agrarlandschaft wie auch die Trockenwaldbereiche für seltenere xerotherme Arten unbewohnbar geworden sind.

Konzepte des Arten- und Biotopschutzes zur Verbesserung der Lage waren wenig erfolgreich, da sie sich bisher auf kleine Flächen wie Schutzgebiete, schutzwürdige Biotope und Standorte gefährdeter Arten beschränken mußten, ohne die Situation der gesamten Landschaft berücksichtigen zu dürfen. Eine Verbesserung der Zukunftschancen von Trockenstandorten kann ohne flächendeckende Konzepte unter Einbeziehung sowohl von landwirtschaftlichen Flächen wie auch von Trockenwaldstandorten nicht erreicht werden. Die bisherige Beschränkung von Naturschutz auf bestimmte, eng begrenzte Vorrangflächen und Reservate ist nicht ausreichend, um Lebensräume vor weiterer Entwertung und Artenschwund zu bewahren. Die Erhaltung räumlich eng begrenzter Biotope ohne Umfeld bedeutet für viele Arten nur eine Verlängerung der Aussterbephase; auf Dauer gesehen kann das den Erhalt der Arten keineswegs garantieren. Lebensnotwendig für viele gefährdete Tierarten, insbesondere die Komplexbiotopbewohner, ist das Mosaik möglichst vieler unterschiedlich strukturierter Habitats. Sobald ein Habitattyp, wie z. B. der Steppenheidewald oder die Ackerbrachen, zurückgedrängt wird, ist der gesamte Xerothermkomplex in faunistischer Hinsicht entwertet.

Wesentlich für eine langfristige Sicherung des Fortbestandes seltener Arten war früher, daß zwischen allen Steppenheiden Ausbreitungs- und Wandlungsvorgänge ablaufen konnten, die einerseits die extensiven Acker und Weinberge, andererseits die gelichteten Steppenheidewälder mit einbezogen. Infolge der Nutzungsänderungen sind die landwirtschaftlichen Flächen und zunehmend auch die Steppenheidewälder für xerotherme Arten lebensfeindlich und unbewohnbar geworden. Die Steppenheiden wurden auf sogenannte „schutzwürdige Biotope“ zurückgedrängt, die Artenschutz-Ghet-

tos, die nun wie Inseln isoliert voneinander in einer „feindlichen“ Umgebung liegen. Im Raum Karlstadt wurde zwischen den verbliebenen Steppenheiden NSG Grainberg-Kalbenstein, NSG Homburg, NSG Mäusberg und NSG Rammersberg jede Verbindung unterbrochen.

Karte 1 zeigt die Verinselung von Trockenstandorten dargestellt am Beispiel des Vorkommens von gefährdeten, xerothermen Heuschreckenarten: Rotflügelige und Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica* und *Oe. caerulea*), sowie Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus*). In der ehemaligen Kulturlandschaft, als auch lichte Trockenwälder und landwirtschaftliche Flächen besiedelt werden konnten (ZEUNER 1931 berichtet, daß die Italienische Schönschrecke damals gelegentlich sogar massenhaft als Schädling in Getreidefeldern auftrat), hatten die Populationen in den Steppenheiden untereinander Verbindung. Bei einem lokalen Aussterben an einem Standort war jederzeit eine Wiederbesiedlung aus der Umgebung möglich.

Heute sind fast alle Populationen voneinander isoliert; nur innerhalb größerer Schutzgebiete könnte noch ein Kontakt zwischen Populationen möglich sein. Im NSG Grainberg-Kalbenstein kommt *Oedipoda germanica* an 3 Stellen vor, *Calliptamus italicus* an 2 Stellen, *Oedipoda caerulea* wandert an der gesamten oberen Hangkante. In kleineren Steppenheiderestflächen (z. B. NSG Rammersberg, NSG Homburg) sind derartige Austauschmöglichkeiten nicht gegeben, da die Vorkommen auf eine Stelle beschränkt sind. Es läßt sich verfolgen, daß gefährdete Arten in kleineren Schutzgebieten schneller aussterben als in großen Flächen; in sehr kleinen, isolierten Trockenrasenrestflächen fehlen bereits alle 3 Arten. Als nächste Art wird bei uns wahrscheinlich *Calliptamus italicus* aussterben, deren letzte unterfränkische Vorkommen im Raum Karlstadt liegen. Am längsten werden sich diese und andere xerotherme Arten im NSG Grainberg-Kalbenstein halten können.

Es überrascht nicht, wenn das Arteninventar der Steppenheiden zunehmend abnimmt. Denn die ehemalige Arten- und Biotopvielfalt ist darauf zurückzuführen, daß seinerzeit die gesamte Landschaft als komplexer Lebensraum genutzt werden konnte. Die Trennung in unterschiedliche Zuständigkeitsbereiche für unterschiedliche Funktionen (landwirtschaftliche, forstwirtschaftliche und Naturschutz-Nutzung) ist die eigentliche Ursache der heutigen Misere des Artenschutzes. Heute sollen sich die Kompetenzen der betreffenden Verwaltungen unterschiedlicher Funktionen (Naturschutz, Landwirtschaft, Forst) ausschließlich auf bestimmte, streng voneinander abgegrenzte Vorrangflächen beschränken: schutzwürdige Biotope stehen dem Naturschutz zur Verfügung, landwirtschaftliche Flächen dürfen ausschließlich der uneingeschränkten Produktion von Nahrungsmitteln dienen, in Waldflächen gelten ausschließlich forstwirtschaftliche Gesichtspunkte. Eine positive Entwicklung für den Artenschutz wäre erst dann zu erreichen, wenn diese Aufspaltung aufgehoben werden könnte, wenn wieder in der gesamten Landschaft flächendeckend eine Überlagerung der Funktionen verwirklicht werden könnte. Schließlich wurde dies in unserer Kulturlandschaft mehrere Jahrtausende lang praktiziert.

4. Überlegungen zu einer vorläufigen Zielkonzeption für das NSG Grainberg-Kalbenstein und Umgebung

Es wurde bereits festgestellt, daß die Schutzgebietsfläche als Gesamtlebensraum für xerotherme Arten völlig unzureichend ist, und daß die lebenswichtigen, derzeit unterbrochenen Ausbreitungs- und Wandlungsvorgänge von Arten zu benachbarten Standorten wiederhergestellt werden müssen. Daraus ergibt sich zwangsläufig, daß ein erfolversprechendes Konzept sich nicht auf die Schutzgebietsfläche beschränken darf.

Welche Anforderungen sind an ein wirksames Konzept zu stellen? Die Zielvorstellungen und Maßnahmen zur Verbesserung der Lage des Artenschutzes im NSG „Grainberg-Kalbenstein“ und Umgebung sind in Karte 2 dargestellt.

Das Schutzkonzept erfordert

- a) die Erhaltung sämtlicher noch vorhandener Magerrasenreste in der Umgebung
- b) die Verbesserung der Biotopqualität von Trockenstandorten
- c) die Rückwandlung der umgebenden, bisher intensiv bewirtschafteten Agrarflächen in besiedlungsfähige Räume durch Extensivierung der Nutzung
- d) die Durchführung biotopverbessernder Maßnahmen in Waldbereichen auf trockenwarmen Standorten zur Wiederherstellung der Steppenheidewälder

Für ein erfolgreiches Gesamtkonzept müssen sämtliche Maßnahmen gleichzeitig in Angriff genommen werden.

a) Erhaltung sämtlicher Trockenstandorte

Nach KAULE (1986) gehören die Lebensräume der Trockenstandorte zu den Ökosystemen, die unter heutigen Bedingungen nicht ersetzbar sind. Diese Flächen müssen als ökologische Tabuflächen gelten, in denen aufgrund ihrer Unersetzbarkeit generell keine Eingriffe mehr zugelassen werden dürfen. Insbesondere im Hinblick auf die unverzichtbare Bedeutung der Restbiotope beim Ausbau eines Gesamtkonzepts dürfen weitere Flächenverluste nicht hingenommen werden. Dies gilt, angesichts der Schrumpfung dieses Biotoptyps, für sämtliche Trockenstandorte ohne Rücksicht auf ihre derzeitige Qualität und Flächengröße.

Die aktuelle Planung eines neuen Wohngebietes am Saupürzel bei Karlstadt, der als Trockenstandort für eine umfassende Zielkonzeption des Naturschutzes von entscheidender Bedeutung ist, offenbart allerdings, in welcher Weise Forderungen des Artenschutzes in der Praxis beachtet werden.

b) Verbesserung der Biotopqualität von Trockenstandorten

Eine schnelle Verbesserung der Qualität der Trockenstandorte ist für den Fortbestand vieler gefährdeter Arten wesentlich, da diese Flächen derzeit als letzte und einzige Rückzugsgebiete xerothermer Arten fungieren. Wenn es nicht bald gelingt, große Flächen der durch Sukzession verloren gegangenen Trocken- und Halbtrockenrasen wiederherzustellen, extrem vegetationsarme Lebensräume zu fördern, und frische Rohbodenstandorte zu schaffen, werden weitere unersetzbare Indikatorarten der Mager- und Trockenstandorte aussterben. Infolgeder seit mehreren Jahrzehnten fehlen-

den Nutzung sind auf fast allen Trockenstandorten intensive Erstpflegemaßnahmen notwendig.

Als langfristiges Ziel sollte die Wiederaufnahme der extensiven Beweidung mit Schafen angestrebt werden, die bei allen Steppenheiden die ökologisch und ökonomisch sinnvollste Lösung darstellt. Die Schaffung und Erhaltung von Magerrasen mit vielfältigen Strukturen, wie z. B. Steine, Ameisenbulte, Einzelsträucher, Rohbodenstellen, ist nur durch Beweidung möglich. Da diese Zielsetzung kurzfristig oft nicht zu erreichen ist, sollten als akute Hilfsmaßnahme für gefährdete Arten auch teure Übergangslösungen in Kauf genommen werden, um wenigstens vorübergehend fehlende oder zurückgehende Habitate zu schaffen bzw. zu erhalten.

c) Extensivierung der Nutzung in angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen

Maßnahmen zur Verbesserung der Situation müssen die Aufhebung der Isolation der Steppenheiden durch intensiv bewirtschaftete Agrarflächen anstreben. Für ein effektives Schutzkonzept ist es erforderlich, alle unmittelbar an Steppenheiden angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Extensivierung wieder besiedlungsfähig für xerotherme Arten zu machen. Über Steppenheidereste als Trittsteine und über eine flächige Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen müssen die lebenswichtigen Austausch- und Wandlungsvorgänge vom NSG „Grainberg-Kalbenstein“ zu den nächstgelegenen Schutzgebieten NSG „Ruine Homburg“, NSG „Mäusberg“ und NSG „Rammersberg“ wiederhergestellt werden.

Besondere Priorität bei der Extensivierung haben die landwirtschaftlichen Flächen, die unmittelbar an die Steppenheidegebiete angrenzen (engere Pufferzone, Erweiterungszone). Die Pufferzone in einer Breite von etwa 250 Metern sollte sofort extensiviert werden, wobei für längere Zeit ein völliger Verzicht auf Düngung vordringlich ist (Ausmagerung!). Die Pufferzone soll den xerothermen Biotopkomplex so vervollständigen, daß bisherige Defizite abgebaut werden, daß möglichst viele Habitattypen (extensive Äcker und Weinberge, Brachestadien unterschiedlichen Alters, Streuobstbestände, Ruderalflächen, „Störstellen“) ausreichend vertreten sind. Keinesfalls wird eine Nutzungsaufgabe angestrebt, vielmehr ist in jedem Fall die Beibehaltung bzw. Wiederaufnahme extensiver Landnutzungsformen einer ungestörten Sukzession vorzuziehen.

Auf allen zur Extensivierung vorgesehenen landwirtschaftlichen Flächen muß aus Sicht des Artenschutzes eine Aufforstung in der herkömmlichen Art unbedingt abgelehnt werden, da jede Art von geschlossenem, schattigem Wald (insbesondere naturnahe Buchenwälder!) für die licht- und wärme liebenden Arten der Steppenheiden eine undurchdringliche Barriere darstellen würde.

d) Erhaltung und Wiederherstellung der Steppenheidewälder auf trockenwarmen Standorten

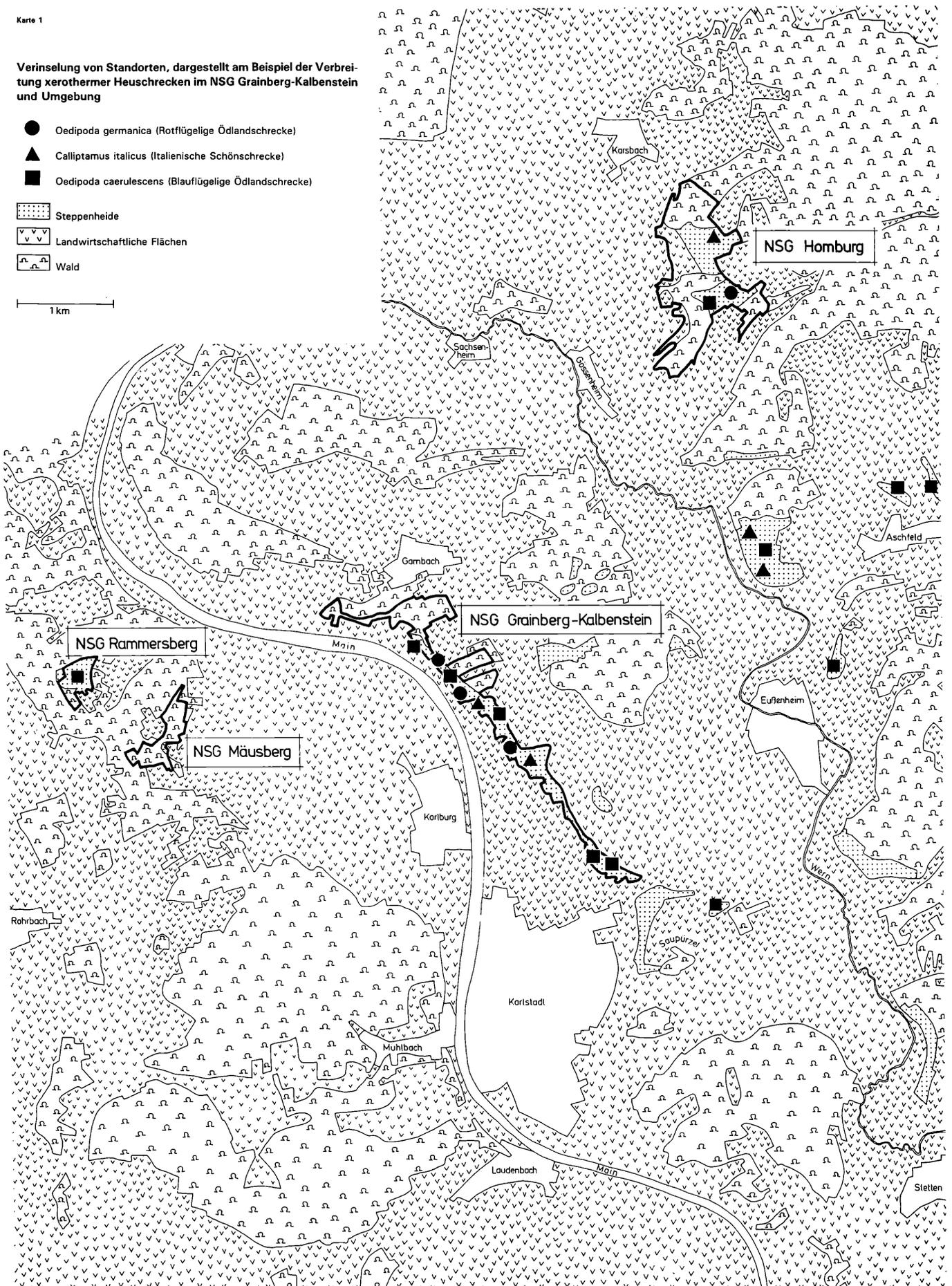
Zum xerothermen Biotopkomplex gehören die Strukturen der anthropogen gelichteten Steppenheidewälder dazu, die heute, nachdem die Einwirkungen durch bestimmte Nutzungsformen entfallen sind, zunehmend schattiger werden. Um den Steppenheidewald zu erhalten, ist dringend eine Förderung der Waldinnenränder und eine stellenweise

Verinselung von Standorten, dargestellt am Beispiel der Verbreitung xerothermer Heuschrecken im NSG Grainberg-Kalbenstein und Umgebung

- *Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschrecke)
- ▲ *Calliptamus italicus* (Italienische Schönschrecke)
- *Oedipoda caerulea* (Blaufügelige Ödlandschrecke)

-  Steppenheide
-  Landwirtschaftliche Flächen
-  Wald

1 km



Zielvorstellungen und Maßnahmen zur Verbesserung der Lage des Artenschutzes im NSG Grainberg-Kalbenstein und Umgebung

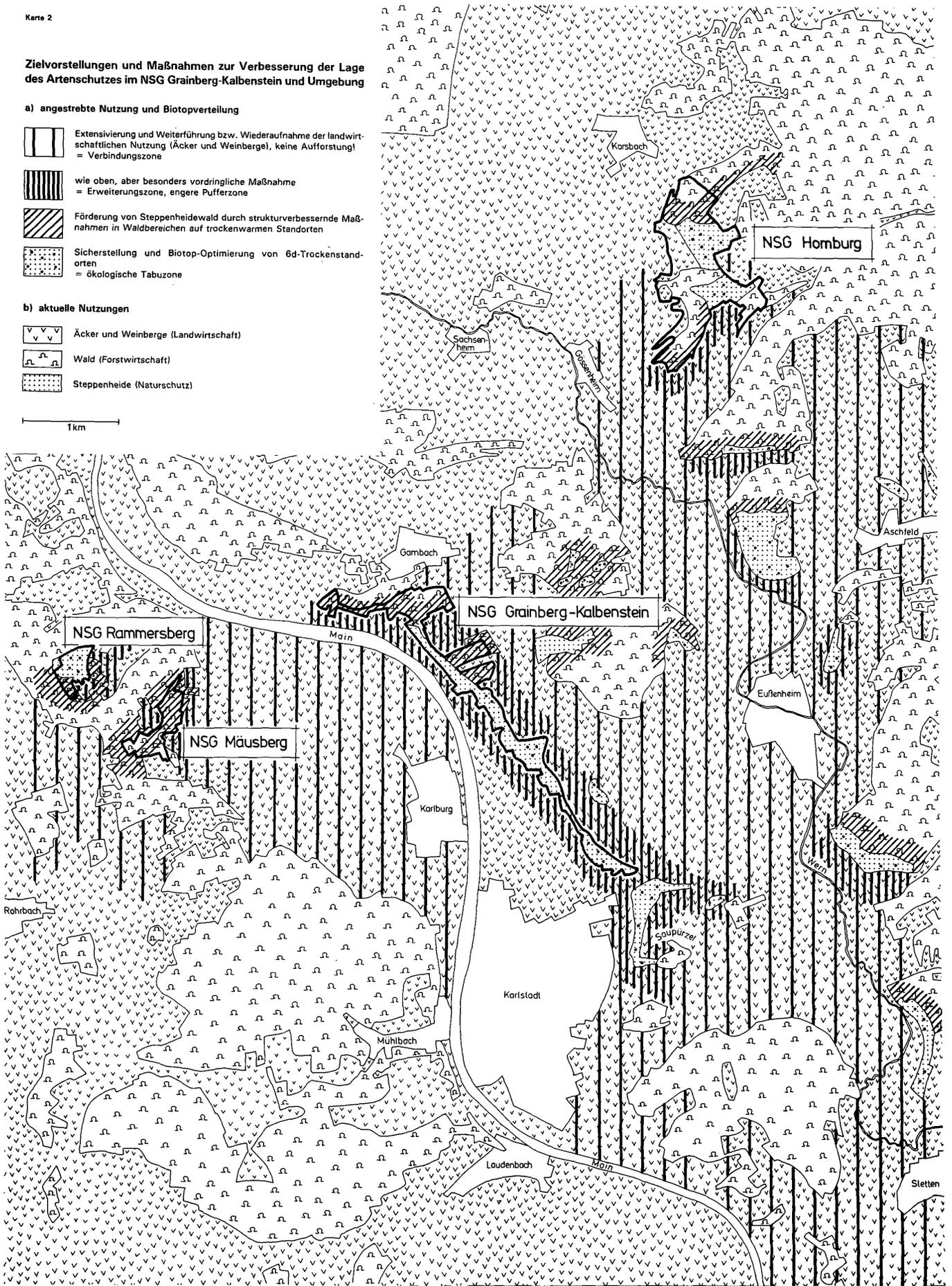
a) angestrebte Nutzung und Biotopverteilung

-  Extensivierung und Weiterführung bzw. Wiederaufnahme der landwirtschaftlichen Nutzung (Äcker und Weinberge), keine Aufforstung! = Verbindungszone
-  wie oben, aber besonders vordringliche Maßnahme = Erweiterungszone, engere Pufferzone
-  Förderung von Steppenheidewald durch strukturverbessernde Maßnahmen in Waldbereichen auf trockenwarmen Standorten
-  Sicherstellung und Biotop-Optimierung von 6d-Trockenstandorten = ökologische Tabuzone

b) aktuelle Nutzungen

-  Äcker und Weinberge (Landwirtschaft)
-  Wald (Forstwirtschaft)
-  Steppenheide (Naturschutz)

1km



Auslichtung notwendig, insbesondere dort, wo noch Steppenheidearten im Unterwuchs vorhanden sind (z. B. Wacholder). Die Bewirtschaftung müßte hier auf eine Förderung von Eichen und Kiefern abzielen, während die Buche als Schattholzart stärker zurückgedrängt werden sollte.

Dabei ist keineswegs an eine großflächige Rodung von Waldbeständen gedacht; es geht hier ausschließlich um die Erhaltung des Lebensraumes Steppenheidewald an wenigen begrenzten Sonderstandorten. Diese Waldbestände sind besonders auf flachgründigen trockenwarmen Standorten, insbesondere an südexponierten Hängen und Plateaulagen, ausgebildet. Hier sind aus forstwirtschaftlicher Sicht keine Spitzenerträge zu erwarten, so daß die Entscheidung zugunsten des Artenschutzes eigentlich weniger schwer fallen sollte.

5. Möglichkeiten der Umsetzung des Konzeptes

Derzeit sind wir von einer umfassenden Umsetzung des Konzeptes noch weit entfernt. Denn dies hängt weitgehend von der Bereitschaft von Landwirtschaft (und Forst) ab, die Zielkonzeption des Naturschutzes zu akzeptieren und auch aktiv zu unterstützen, indem Mittel für eine naturschutzorientierte Bewirtschaftung gezielt in den Vorrangflächen des Naturschutzes eingesetzt werden können.

Derzeit werden für eine Realisierung des Konzeptes nur die Naturschutzförderprogramme (Acker- und Wiesenrandstreifenprogramm, Programm für Mager- und Trockenstandorte, Streuobstprogramm, Pufferzonenprogramm) eingesetzt. Trotz einer vergleichsweise bescheidenen finanziellen Ausstattung können diese Programme überraschend positive Auswirkungen haben, wenn sie konzentriert in ausgewählten Räumen zur Anwendung kommen. In Unterfranken wurde ein Teil der Programme schwerpunktmäßig in einigen herausragenden Schwerpunktgebieten des ABSP eingesetzt, für die zusätzlich Zielkonzeptionen erarbeitet wurden. Es wurde angestrebt, möglichst viele Maßnahmen und Zielvorstellungen durch Bewirtschaftungsvereinbarungen umzusetzen. Auch das Acker- und Wiesenrandstreifenprogramm wird seit 1985 gezielt und schwerpunktmäßig zur Abpufferung bzw. Verbindung von Trockenrasen im Raum Karlstadt eingesetzt. Obwohl aus ökologischer Sicht die Randstreifen weder für eine Pufferfunktion noch für eine Vernetzungsfunktion ausreichend sind, können die innerhalb dieses Programmes gesammelten Erfahrungen als nützliche Experimente und Vorbild für flächige Maßnahmen gelten, da Vergleichsbeobachtungen bisher fehlten. Daher sollte das Acker- und Wiesenrandstreifenprogramm unbedingt in der bisherigen Art mit dem nötigen experimentellen Spielraum weitergeführt werden.

Auf Ackerrandstreifen zeigten sich innerhalb von 5 Jahren überraschende positive Änderungen im Artenbestand, die auf eine schnelle Ausmagerung nach völligem Düngerverzicht zurückzuführen sind. Die anfangs vorhandenen stickstoffzeigenden Arten treten bei zunehmender Ausmagerung zurück, licht- und wärmeliebende Arten (*Caucalis platycarpus*, *Adonis aestivalis*, *Conringia orientalis*) gewinnen an Raum, auch wärmeliebende Insekten (Grillen) besiedeln die Ackerstreifen. Dieser Zustand ist jedoch erst nach längerem Verzicht auf jede Düngung zu erreichen, nicht jedoch durch vorübergehende (z.B. einjährige) oder graduelle Einschränkung der Düngung.

Der Ablauf der Naturschutzprogramme zeigt, daß einerseits eine Akzeptanz von Seiten der Landwirtschaft vorhanden ist, daß andererseits Erfolge für den Artenschutz nach einigen Jahren erwartet werden können, wenn eine erfolgversprechende Zielkonzeption des Naturschutzes vorhanden ist. Für eine aus Sicht des Artenschutzes optimale Entwicklung ist eine laufende Beobachtung der Vertragsflächen erforderlich, um Fehlentwicklungen rechtzeitig korrigieren zu können.

Abschließend soll nochmals darauf hingewiesen werden, daß man nur bei einer schnellen Umsetzung eines möglichst weitreichende Konzeptes noch realistische Erfolgchancen für den Artenschutz erhoffen kann.

6. Zusammenfassung

Am Beispiel des NSG „Grainberg-Kalbenstein“ werden typische Probleme des Arten- und Biotopschutzes auf Trockenstandorten dargestellt. Lebensfähige Trockenstandorte müssen großflächige Biotopkomplexe sein, bestehend aus Magerrasen, extensiven Äckern und Weinbergen, und lichten Steppenheidewäldern. Alle Mager- und Trockenstandorte in Unterfranken leiden unter einem Rückgang der licht- und wärmeliebenden Arten. Für den Artenrückgang sind folgende Ursachen verantwortlich: Sukzession als Folge fehlender Schafbeweidung führt zur Verfilzung und Verbuchung ehemals lückiger Magerrasen; auf Äckern hat die Intensivierung der Nutzung zum Verlust dieser Flächen als Lebensraum für wärmebedürftige Arten geführt; in den ehemals durch Waldweide, Streunutzung und Mittelwaldbetrieb gelichteten Trockenwäldern bewirkt das Ausbleiben der Nutzungen Veränderungen in der Waldstruktur.

Eine Verbesserung der Zukunftschancen von Arten der Trockenstandorte erfordert weitreichende und flächendeckende Entwicklungskonzepte, die den gesamten xerothermen Biotopkomplex einschließlich Magerrasen, landwirtschaftlichen Flächen und Wald berücksichtigen. In Unterfranken erfolgt in Schwerpunkten des Arten- und Biotopschutzprogrammes eine Umsetzung von Entwicklungskonzepten unter dem konzentrierten Einsatz aller Naturschutzprogramme (Acker- und Wiesenrandstreifenprogramm, Streuobstprogramm, Pufferzonenprogramm, Programm für Mager- und Trockenstandorte).

7. Literatur

BAUCHHENS, E. (1987):

Neue und bemerkenswerte w-deutsche Spinnenfunde in Aufsammlungen aus Bayern. – *Senckenbergiana biol.* 68: 377-388

HESS, R. & G. RITSCHEL-KANDEL (1989).

Schutzkonzept Pufferzone. NSG Grainberg-Kalbenstein; Unveröff. Gutachten, 23 S., Regierung von Unterfranken

HESS, R. & G. RITSCHEL-KANDEL (1989):

Oedipoda germanica (Rotflügelige Ödlandschrecke) und andere buntflügelige Heuschrecken als Indikatorarten in unterfränkischen Xerothermstandorten. – *Schr. R. LfU*, 92.

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz; Stuttgart

PFADENHAUER, J. (1988):

Naturschutzstrategien und Naturschutzansprüche an die Landwirtschaft. – *Ber. ANL* 12: 51-57

PLACHTER, H. (1987):
Arten- und Biotopschutzprogramme als umfassende
Zielkonzepte des Naturschutzes. – Jb. Naturschutz und
Landschaftspflege 39: 106-226

RITSCHHEL-KANDEL, G. & R. HESS (1987):
Zur Lage des Artenschutzes in den Steppenheiden Un-
terfrankens. – Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg 28:
139-145

RITSCHHEL-KANDEL, G. & R. HESS (1988):
Beispiele für eine ökologisch orientierte Extensivie-
rungsförderung: NSG Trockengebiete und Hangwälder
bei der Ruine Homburg. Realisierung von Konzepten
des Arten- und Biotopschutzes durch Naturschutzpro-
gramme für die Landwirtschaft; Unveröff. Gutachten,
40 S., Regierung von Unterfranken

SCHREINER, J. (1987):
Der Flächenanspruch im Naturschutz. Ber. ANL 11:
209-224

WEIDEMANN, H.-J. (1986): Tagfalter, Band 1;
Neumann-Neudamm, Melsungen

ZEUNER, F. (1931):
Ein Massenflug von *Calliptamus italicus* L. (Orth.
Acrid.). – Mitt. dtsh. Ent. Ges. 2: 26-27

ZUR STRASSEN, R. (1986):
Phaenologie und Dominanz von Fransenflüglern (In-
secta: Thysanoptera) im Muschelkalkgebiet des Kal-
bensteins bei Karlstadt/Main in Unterfranken. – Abh.
Naturwiss. Ver. Würzburg 25: 29-71

Anschriften der Verfasser:

Dipl. Biol. Rainer Heß
Amalienstraße 5
8700 Würzburg

Dr. Gabriele Ritschel-Kandel
Regierung von Unterfranken
Peterplatz 9 (Postfach 6349)
8700 Würzburg 1

Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Region 13 – Landshut

Bernd Stöcklein*

1. Einleitung

Unsere Umwelt wird in einem modernen Industriestaat durch eine Reihe von Faktoren belastet, dabei sind die kurzfristigen Veränderungen der Landschaft besonders hervorzuheben. Nach den Ergebnissen der Biotopkartierung sind nur noch ca. 3 % der Gesamtfläche in Bayern als natürlich bzw. *naturnah* einzustufen, weil auch diese Flächen von den großräumigen und langfristigen Belastungen unseres Ökosystems nicht verschont bleiben; dabei liegt der Flächenanteil der Biotope im Lkr. Landshut sicher unter 3 % (BERNEK mdl.).

Wie die Roten Listen der Fauna und Flora zeigen, konnte bisher der zunehmende Lebensraumverlust und der daraus resultierende zunehmende Gefährdungsgrad noch nicht gestoppt werden. Welche Aufgabe in den Bereichen Naturschutz und Landschaftspflege zu bewältigen ist, lassen gerade die Fortschreibungen der Roten Listen erkennen, da bereits seit einigen Jahren bei einigen Biotoptypen bzw. Artengruppen verstärkt Anstrengungen unternommen werden und dennoch lediglich großräumig eine Abschwächung der Bestandszahlenverringerung erreicht werden konnte. Andererseits werden heute Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Staat und Gesellschaft wesentlich stärker gewichtet als vor 10 Jahren. In diesem Zusammenhang wird auf die Verfassungsänderung von 1984 und die seit 1986 in Kraft getretenen gesetzlichen Folgeänderungen in vielen wichtigen Fachgesetzen (z.B. Pflanzenschutzgesetz usw.), die Fortführung der Biotopkartierung und die Arbeiten am Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (ABSP) hingewiesen sowie auf die beispielhafte Zusammenarbeit von Naturschutz und Landwirtschaft im Rahmen der einzelnen Förderprogramme zur Erhaltung, Pflege und Neuschaffung schutzwürdiger Bereiche und insbesondere der Förderung naturschonender bzw. umweltverträglicher Bewirtschaftungsformen. In den einzelnen Regionen Bayerns stellen sich in Abhängigkeit von der naturräumlichen Ausstattung und der Flächennutzung sehr unterschiedliche Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

Die Flächennutzung in der Region 13 im Vergleich zum Bundesgebiet und Bayern zeigt folgendes Bild:

2. Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege

2.1 Allgemeines

Naturschutz und Landschaftspflege sind nicht zuletzt seit der Ergänzung der Bayerischen Verfassung 1984 in den Blickpunkt des Interesses gerückt. Leider werden die unmittelbaren Ziele des Naturschutzes im Sinne von Handlungen oder Maßnahmen, die unmittelbar oder konkret der Erhaltung und Förderung von freilebenden Tieren und Pflanzen und ihrer Lebensgrundlagen in der *gesamten Landschaft* sowie der Erhaltung und Förderung von – nach bestimmten Kriterien schutzwürdig befundenen – Landschaften, Landschaftsteilen und Landschaftselementen dienen (ERZ 1980), nicht ausreichend gewürdigt und vom Informationsstand her bei allen Landschaftsnutzern ausreichend verstanden (z.B. Fragen des integrierten Pflanzenschutzes, biolog. Selbstreinigung der Gewässer usw.). Daher ist es logisch, daß mittlere und langfristige Ziele des Naturschutzes in Form der konzeptionellen Schutzbemühungen als Arten- und Biotopschutzprogramme (ABSP), wie optimale Dichten und genetische Vielfalt von Tier- und Pflanzenpopulationen, Artenvielfalt von Biozöosen usw., also Umsetzung der Naturschutzziele nach Setzung von Prioritäten und Abgleich innerfachlicher Zielkonflikte (ERZ 1980, PLACHTER 1986), auf elementare Verständnisschwierigkeiten außerhalb der Naturschutzverwaltung und der Naturschutzverbände stoßen (Abb.1).

* Vortrag auf dem Landschaftskunde Seminar „Die Region 13 – Landshut“ der ANL in Landshut am 13.10.1988.

Tabelle 1

Flächennutzung Bundesgebiet – Bayern – Region 13
 (Auszug aus Raumordnungsbericht 1985/86, BSTMLU 1988)

	Gebäude und Betriebsfläche %		Verkehrsfläche %	Erholungsfläche %	freie Landschaft insg. %	davon			Heide und Umland %	Flächen anderer Nutzung %
						Waldfläche %	Wasserfläche %	Moor %		
Bundesgebiet	6,5	4,9	0,6	88	54,5	29,8	1,8	0,4	0,9	0,9
Bayern	4,0	3,8	0,4	91,8	53,9	33,7	1,7	0,2	1,2	1,1
Region 13	3,1	3,1	0,2	93,5	69,8	22,3	1,1	0,0	0,1	0,3

2.2 Landwirtschaftliche Nutzflächen

Aus den statistischen Zahlenangaben (Tab. 1) geht deutlich hervor, daß die landwirtschaftliche Nutzung in der Region 13 eindeutig mit fast 70 % der Gesamtfläche dominiert. Es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß die fachlichen Ziele des Regionalplanes Teil B 1 zu Natur und Landschaft in vielen Fällen bisher leider reine Ziele geblieben sind (Planungsverband 1985).

Dies gilt insbesondere für die Erhaltung einer kleinräumigen, reich gegliederten Nutzungsvielfalt. Nach der folgenden Übersicht wurde durch den Agrarstrukturwandel der letzten Jahrzehnte und ein Flurbereinigungsverfahren z. B. in Greilsberg, Lkr. Landshut, die Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen wie folgt verändert (BAUER 1983), wobei diese Übersicht als Beispiel für andere Verfahren zu gelten hat.

Tabelle 2

Strukturveränderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung, dargestellt am Beispiel eines Betriebes Gemeinde Greilsberg, Lkr. Landshut (BAUER 1983)

	Zahl der Flurstücke (LF)	größtes Flurstück (LF)	Betriebsfläche
1950	25	2 ha	84,75 ha
1980	6	36 ha	95,75 ha

Vor allem in den erosionsgefährdeten Lagen des Tertiären Hügellandes stellt die Vergrößerung der Nutzungsstruktur eine ganz entscheidende Beeinflussung des Naturhaushaltes dar. Andererseits darf nicht verschwiegen werden, daß gerade durch die Flurbereinigung ein entscheidender Beitrag zur Erosionsminderung und der Verbesserung der Ar-

tenvielfalt durch landschaftspflegerische Maßnahmen geleistet werden kann. Einen sicher hervorragenden Beitrag stellt in dieser Richtung das Flurbereinigungsverfahren Englmannsberg am Rande des Vilstales dar, in dem besondere Anstrengungen zur Verringerung der Erosion modellhaft unternommen werden.

Nach dem Regionalplan, Teil B1, 1.1 soll auch auf die Erhaltung der standortbedingten Grünlandbereiche in den Tälern von Isar, Vils, Rott, Abens und Großer Laaber hingewirkt werden. Mit dieser Absichtserklärung alleine konnte und kann der Rückgang der für die Artenvielfalt der Grünlandgesellschaften so wichtigen extensiv betriebenen Grünlandbewirtschaftung in diesen Flußtälern nicht aufgehoben werden. Der bisherige Erfolg des Wiesenbrüterprogrammes (allein im Lkr. Landshut 1988 32 Verträge mit einer Gesamtfläche von 56 ha nach SCHLICKENRIEDER mdl. abgeschlossen) zeigt den großen Bedarf an gezielten Förderungsmaßnahmen. Wie aus einer Untersuchung von WASMEIER (1987) hervorgeht, ist die typische Niedermoorvegetation im Isartal zwischen Altheim und Wallersdorf mit Ausnahme winziger Reste durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung (Umbruch in Ackerland, Aufdüngung, Entwässerung) zerstört (vgl. Karte 1). Nur in Bereichen mit höherem Grundwasserspiegel sind bis heute größere und zusammenhängende Wiesengebiete vorhanden. Im Zusammenhang mit dem Autobahnbau werden noch weiter Dauecgrünlandflächen in Ackerflächen umgewandelt; z.B. sind bei Mettenbach und Griebenbach von einer ca. 500 ha großen Fläche etwa 50 % noch Dauergrünland. Da Brachvögel relativ alt werden und eine große Reviertreue aufweisen – ca. 80 % der Individuen halten am angestammten Brutgebiet fest – kann man diese Wiesenvogelart als Bioindikator sehr gut einsetzen, um langfristige Veränderungen im Isartal aufzuzeigen.

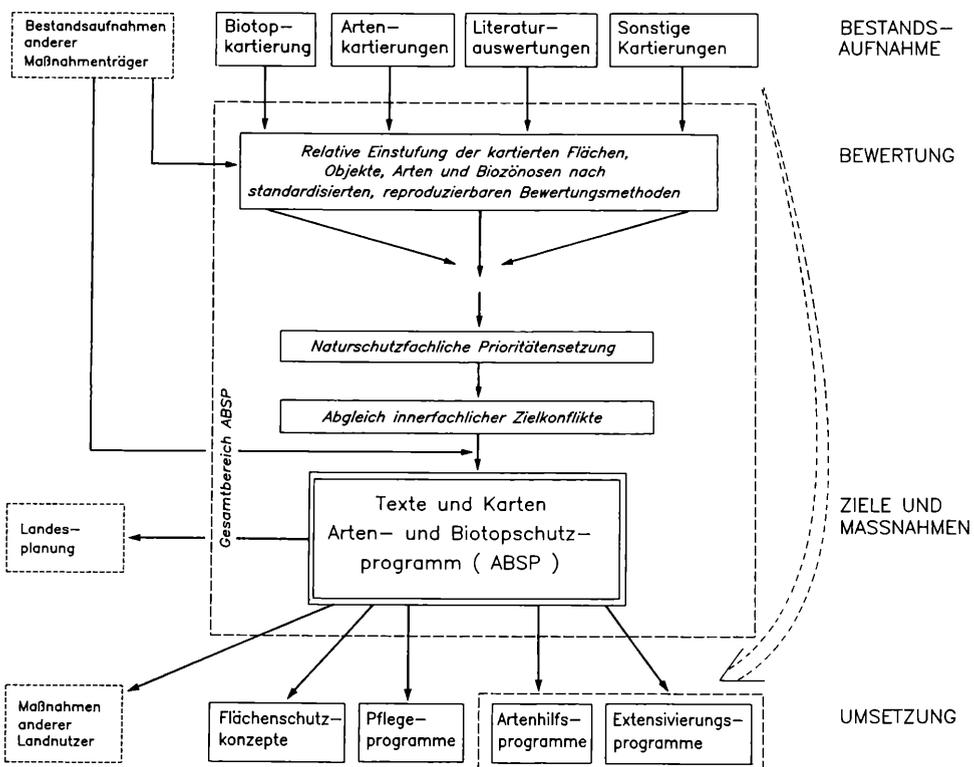


Abbildung 1

Stellung und gegenseitige Abhängigkeiten der einzelnen Programme in einem Gesamtkonzept Naturschutz –
Gestrichelter Pfeil: überwiegende derzeitige Vorgehensweise.

Tabelle 3**Entwicklung der Wiesenvogelarten (Brutpaare) im Isartal (WASMEIER 1987)**

	1980	1986
Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)	96	81
Wiesenpieper (<i>Anthus pratensis</i>)	2	3
Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	–	2
Bekassine (<i>Gallinago gallinago</i>)	–	1
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)	23	18
Graumammer/ singende ♂♂ (<i>Emberiza calandra</i>)	27	66

Dabei hat der Bestand des Großen Brachvogels im Untersuchungsgebiet von 1980-1986 um 15,6 % abgenommen. Etwa 1/10 des bayerischen Brachvogel-Gesamtbestandes brütet im Isartal. Individuen-schwache Standorte wie bei Landau sind erloschen und auf den Standorten mit überwiegender Ackernutzung (Postau bis Salitersheim) sind die Bestände weiter gesunken. Die Reviergrößen schwanken dabei bei 100 % Dauergrünland zwischen 13 ha und 70 ha bei etwa 100 % Ackernutzung. Im Vorkommensschwerpunkt Königsauer Moos haben sich die Brachvogel-Brutpaare in etwa gehalten, im Moos bei Griebenbach von 9 auf 13 Paare zugenommen, obwohl die Brutstandorte bei Unterwattenbach nach dem Umbruch der Wiesen zerstört wurden. Wie im Donautal weisen die Brachvögel eine hohe Brutpaardichte in optimalen Gebieten (Dauergrünland, Moorreste) auf und weichen in suboptimale Standorte aus. Es ist zu hoffen, daß nach der Erarbeitung genauer Kleinstrukturkartierungen die Flurbereinigungsverfahren im Isartal die entscheidende Grundlage für die Erhaltung der Wiesenvogelpopulationen und des übrigen Naturpotentials darstellen.

2.3 Ökologische Folgen durch Bau und Betrieb der A 92 (WASMEIER 1987)

Für die 43,2 km lange Strecke beläuft sich der Flächenverbrauch auf 310 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche, wobei ca. 60 ha Dauergrünland beansprucht wurden.

Tabelle 4**Flächenverbrauch der A 92 im Abschnitt Altheim-Waldersdorf in ha**

Betonierte und asphaltierte Flächen Anwandwege mit Kiesschüttung Mittelstreifen, Bankette	ca. 100 ha ca. 39 ha ca. 26 ha
Versiegelte und stark belastete Flächen Böschung, Verkehrsinseln, Sickergräben Gesamtflächenverbrauch	ca. 165 ha ca. 145 ha ca. 310 ha

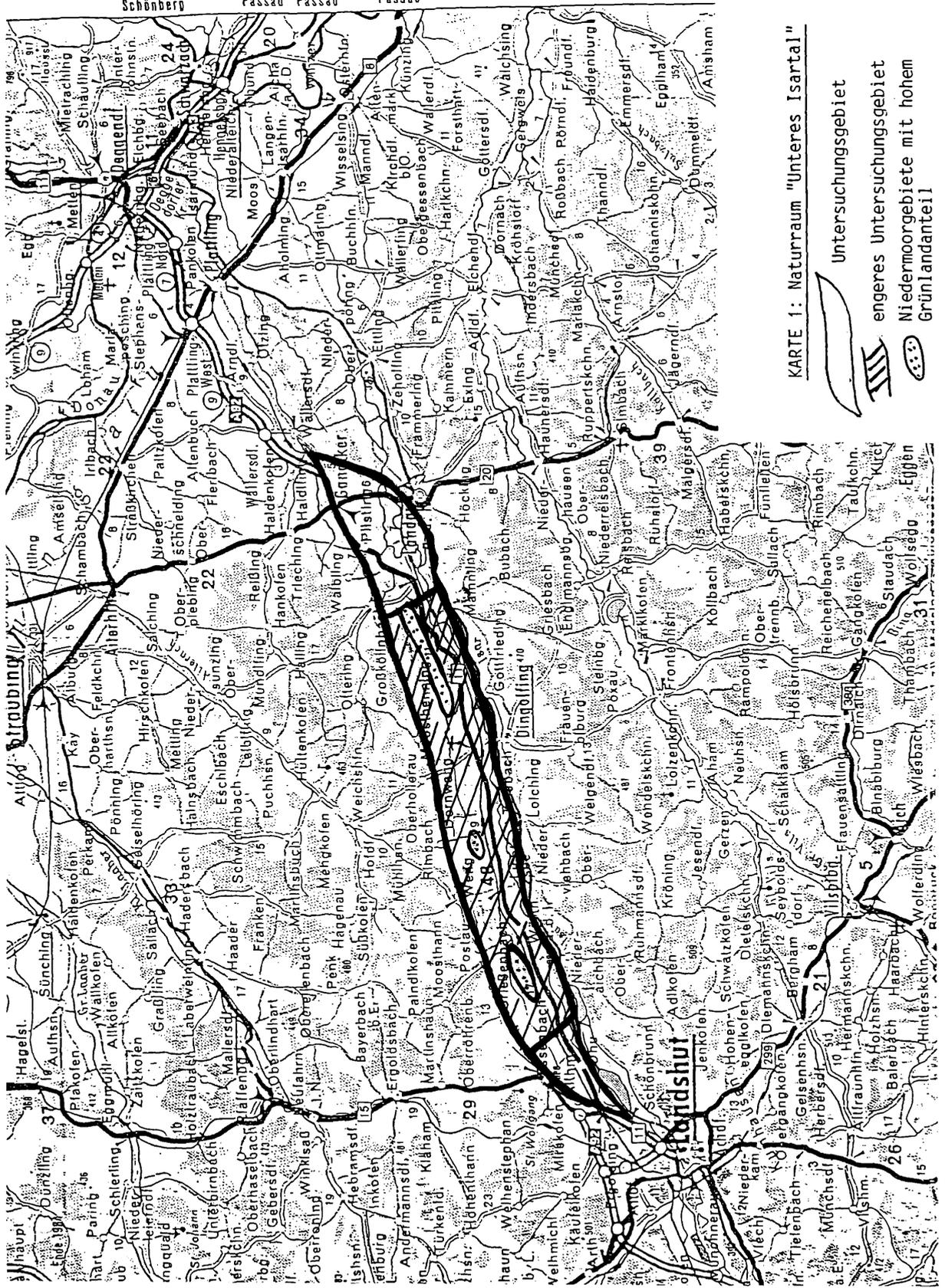
Betroffen ist durch die Schädwirkungen der A 92 (Streusalz, Emissionen, Lärm, Mikroklimaveränderungen, Trennwirkungen auf Tierpopulationen und Zerschneidung zusammenhängender Lebensräume) vor allem das engere Untersuchungsgebiet. Da 10 % der bayerischen Brutpaare im Isartal beheimatet sind, hat der Verlust überregionale Bedeutung. Die negativen Auswirkungen der A 92 reichen aber noch tiefer in den Lebensraum des Großen Brachvogels hinein.

Durch den Flächenentzug und die eingeleiteten Unternehmensflurbereinigungsverfahren wird die Intensivierung der Landwirtschaft (Wegenetzausbau, Schlagvergrößerung, Wiesenumbuch) gefördert. Für die Pflege und für Verbesserungsmaßnahmen an den Ausgleichsflächen wurde von WASMEIER ein Managementkonzept erstellt, das über die Regierung von Niederbayern – Höhere Naturschutzbehörde – an die Autobahndirektion Südbayern weitergeleitet wurde. Nach dem Planfeststellungsbeschluß hat die Autobahndirektion für die „ökologische Funktionsfähigkeit“ dieser Flächen zu sorgen. Es ist sicher notwendig, die Einhaltung der Auflagen in den Pachtverträgen noch intensiver zu überwachen. Auch ist noch nicht abschätzbar, wie sich die laufenden Unternehmensflurbereinigungen entlang der Trasse der BAB A 92 auf die Lebensgemeinschaften der Niedermoorreste und insbesondere auf die noch extensiv bewirtschafteten Grünlandrestflächen auswirken werden. Es sind in jedem Fall erhöhte Anstrengungen nötig, den Rückgang der Grünlandbewirtschaftung und das erhöhte Störungs-Gefährdungspotential durch die veränderte Infrastruktur (Wege, Gewässer) aufzuhalten bzw. durch ökologische Ausgleichsmaßnahmen nicht zum Tragen kommen zu lassen.

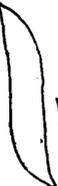
2.4 Amphibienschutz**2.4.1 Biotopausstattung im Isartal**

Insbesondere das Isartal in der unmittelbaren Umgebung Landshuts (Bruckberg-Mettenbach) wurde durch die Regulierung der Isar sehr stark verändert; der Auwald wurde bis auf einige kleine Reste zurückgedrängt, durch Hochwasserdämme die möglichen Überschwemmungsräume der Isar auf schmale Bereiche eingeeengt und die übrigen Flächen weitgehend in intensiv genutzte Ackerflächen umgewandelt. Die früher vorhandene Niedermoorlandschaft mit Torfstichen, Gräben, Gehölzgruppen und nassen Senken ist verschwunden. Nur noch *wenige Gräben*, wie z.B. bei *Gündlkofen* haben die Funktion von Laichgewässern für Amphibien, wie *Berg- und Teichmolch*, *Gras- und Springfrosch*, *Erdkröte* und als Durchzugsbiotop für verirrete einzelne *Moorfrösche*! Jedoch hat früher die stark befahrene Kreisstraße Altdorf-Gündlkofen viele Opfer unter den anwandernden Amphibien gefordert. Seit einigen Jahren bestehen Rückhalteeinrichtungen entlang der Straßen an den Hangleiten, so daß die Verluste nur noch Einzeltiere umfassen. Ungeklärt ist das Problem der Räumung dieses Grabens (Zeitpunkt!) und der zu geringen Böschungflächen, weil Düngemittel aus den angrenzenden Ackerflächen abgeschwemmt und Pestizide eingebracht werden. Nicht zuletzt düngen die reichlich vorhandenen Drainageabwässer alle vorhandenen Gräben als potentielle Laichhabitate erheblich auf. Insgesamt ist festzustellen, daß die Isartalaue v. a. zwischen Mettenbach und Bruckberg nur sehr wenige stehende Gewässer außerhalb der Waldflächen entlang der Isar aufweist.

Typische Beispiele sind der *Weiher in Eugenbach*, die Kiesgruben bei Edlkofen, die ehemalige Kiesgrube bei Bruckberg, der Abwasserteich Gündlkofen, der Gewässerkomplex bei Gretlmühle usw. Ganz besonders hervorzuheben ist die Ausweisung eines Grabens parallel der Isar im Ortsbereich Niederaichbach als Naturdenkmal nach Art. 9 Bay-NatSchG. Wegen der geringen Verbreitung der



KARTE 1: Naturraum "Unteres Isartal"

-  Untersuchungsgebiet
-  engeres Untersuchungsgebiet
-  Niederermoorgebiet mit hohem Grünlandanteil

Stillgewässer ist daher die langfristige Sicherung aller bestehenden Amphibienlaichgewässer in den Isartalauen bei Landshut wie z.B. der Kleingewässer im östlichen Stadtgebiet von Landshut bei Wolfstein und in Schönbrunn zu fordern. Gleichzeitig müßten aus vorliegenden oder zur Zeit in Arbeit befindlichen Amphibienbestandsaufnahmen im Stadtgebiet und im Landkreis Landshut in der Umsetzung der Ergebnisse im Vollzug des Bay-NatSchG umfassend Konsequenzen gezogen werden:

Als Stichworte nenne ich: Pflegekonzept für alle Teilbereiche der Amphibienjahreslebensräume, Pufferzonen und die Laichgewässer, langfristige Sicherung durch Ankauf oder Pacht der Gewässer mit Rote-Liste-Arten als Sofortmaßnahme, Finanzierung weiterer Abschränkungen an Amphibienwanderwegen nach den Richtlinien des MAMs-Merkblatts zum Amphibienschutz an Straßen, Verbesserung der Sicherungsmöglichkeiten der Amphibienlebensräume durch das Instrument Flächenschutz des BayNatSchG. Durch hohen persönlichen Einsatz von Mitgliedern der Naturschutzfachverbände und der Naturschutzbehörden wurde bisher eine Reihe von Amphibienwanderwegen durch provisorische oder dauerhafte Abschränkungen gesichert:

bei Gündlkofen, bei Ergolding, an der A 92 beim Flughafen Ellermühle, bei Rottenburg, bei Vilsbiburg usw..

Im Stadtgebiet Landshut wird sogar eine kleine Straße (Tal-Josaphat) während der Wanderung der Erdkröten zum Laichgewässer gesperrt.

2.4.2 Erhaltung von Laichgewässern in Abbauflächen

Auf Grund der geringen Gewässerdichte im Isartal auch in den Auwaldresten, in und am Rand der Hangleiten mit Ausnahme des StoÜbl Schönbrunn und im Tertiären Hügelland ist die Erhaltung der Gewässer in Abbauflächen äußerst wichtig.

Im Tertiären Hügelland wird nahezu überall die erforderliche Mindestentfernung von 2-3 km zwischen den einzelnen Gewässern überschritten. Es handelt sich bei den vorhandenen Gewässern im Tertiären Hügelland im Normalfall um kleine intensiv genutzte Gewässer, nur im Ausnahmefall besitzen die Gewässer eine Verlandungszone und Schwimmblattgesellschaften, sowie am Rand Kontakt mit Bruchwaldresten. Hervorragende Einzelbeispiele sind das *Weihergebiet bei Furth, Lkr. Landshut* und der Weiher an der Mühle bei Wehenstephan, Lkr. Landshut.

Wichtige Gewässerkomplexe befinden sich in den bereits erwähnten Abbauflächen:

- z.B. – Gretlmühle bei Landshut, von der Erholungsfläche abgetrennte Gewässer
 – Kleingewässer im Bereich der ehemaligen Kiesgrube Edlkofen bei Bruckberg, sowie in der Kiesgrube Pattendorf bei Rottenburg.

Bei den alten Abbaugenehmigungen sind keine Renaturierungsbestimmungen im Bescheid enthalten. Es sind wegen ihres Wertes grundsätzlich alle dieser Gewässer in alten Abbauflächen zu erhalten, mindestens jedoch in 40 % aller Abbauflächen!

Ein sehr gutes Beispiel für eine renaturierte Abbaufläche stellt die Grube bei Sallmannsberg, Stadt Landshut, dar.

2.4.3 Neuschaffung von Gewässern

In den letzten Jahren wurden gerade im Landshuter Raum eine Reihe von Bemühungen unternommen, um das gravierende Gewässerdefizit für alle an Gewässer gebundenen Tierarten zu mindern. Ich nenne hier nur beispielhaft einige Gewässer, die von Verbandsmitgliedern des BN/LBV, Behörden, Privatpersonen und auch Abbaufirmen angelegt wurden:

- Waldweiher bei Gündlkofen (am Amphibien-Wanderweg)
- Gewässer an der Autobahn bei Ellermühle (Amphibienweg-Wanderweg)
- Gewässer am KKI 1
- Weiher bei Ergoldsbach
- Weiher bei Kumhausen (Ersatzgewässer für verfüllte Bentonitgrube)
- Weiher im Isar-Auwald
- Weiher/Kleingewässer im StoÜbl Schönbrunn
- Ausgleichsbiotope entlang der BAB A 92 LA-DEG, die alle im ersten Jahr vom Laubfrosch besiedelt wurden
- Ausgleichsflächen KKI 1 im Mettenbacher Moos.

2.5 Fledermausschutz

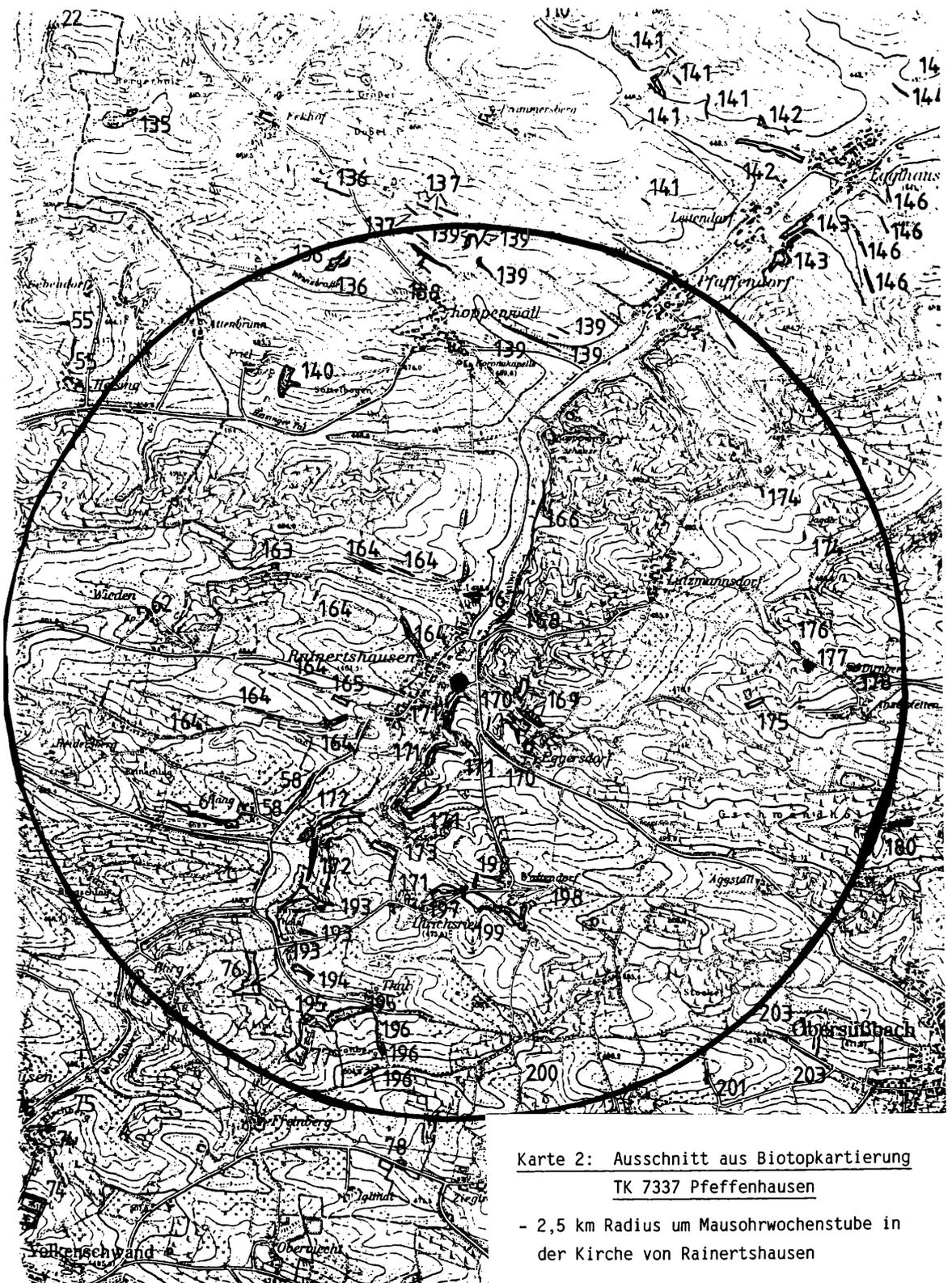
2.5.1 Schutz der Jagdhabitats

Neben dem Schutz von Fledermausquartieren ist der Schutz der Jagdhabitats von ebenso großer Bedeutung. Ein Jagdgebiet muß genügend Nahrung bieten können und ein breites Spektrum an Nahrungsinsekten aufweisen. Diese Voraussetzungen sind meist nur in nicht zu intensiv genutzten und zu stark ausgeräumten Landschaften erfüllt. Besonders ergiebige Jagdgebiete sind naturnahe Wälder und Waldränder, Uferlandschaften, Parkanlagen, Gärten und Obstbaumwiesen, wie überhaupt Landschaften mit Gebüsch und Hecken, neuerdings aber auch Mülldeponien. Die Verstädterung der Gemeinden, die Flurbereinigerungsverfahren früherer Zeit und die Intensivierung des Landbaues führten zur starken Qualitätsminderung der meisten Biotope oder deren völliger Zerstörung. Von besonderer Wichtigkeit für unsere Fledermäuse bzw. deren Nahrungsinsekten scheinen Feuchtgebiete zu sein, deren Anzahl ebenfalls drastisch zurückgegangen ist.

Nach Berichten aus mehreren Forstämtern haben die Fledermäuse erfreulicherweise im Jahre 1985 besonders dort zugenommen, wo Feuchtgebiete angelegt wurde.

Forderungen zum Schutz der Jagdhabitats müssen sein:

- Erhalt der noch bestehenden vielschichtigen Landschaftsstrukturen (naturnaher Wald, abwechslungsreiche Waldränder, Obstbäume, Heckenlandschaften, Feuchtgebiete, usw.)
- Neuanlage oder Rückgestaltung von Feuchtgebieten
- Neuanlage von Hecken und Gehölzen in ausgeräumten Landschaften
- Naturnaher Wald mit geringem Umtrieb und höherem Laubholzanteil
- Neuanlage von Nahrungsbiotopen durch anzulegende Flachwasserzonen und nutzungsfreie Flächen in der Nähe von größeren Kolonien (PONTIUS 1988).



Karte 2: Ausschnitt aus Biotopkartierung
TK 7337 Pfeffenhausen

- 2,5 km Radius um Mausohrwochenstube in
der Kirche von Rainertshausen

2.5.2 Biotope der Biotopkartierung im Nahbereich von Mausohrwochenstuben

Im Rahmen einer Diplomarbeit (PONTIUS 1988) wurden auf der Grundlage der Biotopkartierung die naturnahen Biotope im Umkreis der drei letzten größeren Mausohrquartiere im Landkreis Landshut untersucht, um Aufschluß über die Zusammensetzung der Jagdhabitats zu bekommen und Vorschläge zur qualitativen Verbesserung der naturnahen Biotope machen zu können (vgl. als Beispiel Karte 2). Eine qualitative Verbesserung führt zur Steigerung des Insektenaufkommens, was zur Stabilisie-

rung der Kolonien beitragen müßte. Grundsätzlich muß ein genügend großes Angebot an Nahrung in einem für die Fledermäuse erreichbaren Gebiet verfügbar sein, damit der Jagdflug rentabel bleibt und mehr Energie einbringt als verbraucht wird. Bei der Nahrung handelt es sich im Fall der Mausohren (*Myotis myotis*) vorwiegend um Laufkäfer, die am Boden gefangen werden. Je nach Jahreszeit können jedoch Maikäfer, Maulwurfsgrillen, Heuschrecken, Nachtschmetterlinge und andere Großinsekten entsprechend ihrem Auftreten zur Hauptbeute werden. Artenvielfalt an Nahrungsinsekten, die den Fledermäusen während der ganzen

Jagdsaison zur Verfügung stehen, ist eine wichtige Voraussetzung für eine gesicherte Ernährung. Das Angebot (sowohl Menge als auch Artenvielfalt) an Nahrungsinsekten während der Jagdperiode ist untrennbar mit der zur Verfügung stehenden Fläche und Qualität der naturnahen Biotope verbunden.

Die größte Schwierigkeit bei der Untersuchung von Jagdhabitaten stellt die Ermittlung der Grenzen dar. Da genauere Untersuchungen zur Ausdehnung der Jagdreviere nicht durchgeführt werden konnten und in der Literatur keine Angaben über den Aktionsradius der Mausohren (*Myotis myotis*) bei Jagdflügen zu finden waren, wurden die vorliegenden Daten des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) zu Vergleichen herangezogen. Bei Abendseglern (*Nyctalus noctula*) ist eine Geschwindigkeit bis zu 50 km/h gemessen worden. Nimmt man eine mittlere Geschwindigkeit von 35 km/h an und vergleicht sie mit der mittleren Fluggeschwindigkeit von 15,5 km/h bei Mausohren (*Myotis myotis*), und geht weiterhin von einem Aktionsradius beim Abendsegler (*Nyctalus noctula*) von 6 km/h aus, scheint ein Aktionsradius der Mausohren (*Myotis myotis*) von 2,5 km als durchaus realistischer Wert. Obwohl die genauen Grenzen der Jagdreviere also nicht feststehen, erscheint eine Sicherung und Optimierung der naturnahen Biotope im Umkreis von 2,5 km um die Mausohrkolonien von Oberlauterbach, Oberronning und Rainertshausen sinnvoll, da diese Biotope, falls sie nicht im Jagdhabitat liegen, bei genügend großem Insektenaufkommen von den Fledermäusen wahrscheinlich als willkommene Erweiterung ihres Jagdgebietes angenommen werden (PONTIUS 1988).

Die Auswertung unter freundlicher Hilfe von Herrn BERNEK (Landshut) ergab, daß 38 Biotope der Biotopkartierung (Stand 7.89) mit teilweise mehreren Einzelflächen im Bereich eines 2,5 km Radius um das Wochstubenquartier liegen; 1988 waren es nur 28 Biotope.

Nach dem Stand von 1988 ergibt sich folgendes Bild (PONTIUS 1988):

Es zeigt sich somit, daß die kartierten Biotope unbedingt in ihrer Funktionsfähigkeit zu erhalten sind. Die Naturschutzbehörden sollten gerade in der Umgebung der Fledermausquartiere auf die Erhaltung der „normalen“ Biotope besonderen Wert legen. Es ist zu überlegen, ob nicht diese Biotope vordringlich nach Art. 12 BayNatSchG grundsätzlich gesichert werden sollen.

Die Problematik des Artenschutzes wurde abschließend am Beispiel der Mausohr-Kolonie in Rainertshausen, Lkr. Landshut, behandelt (Karte 2 aus PONTIUS 1988).

2.6 Flächenschutz

2.6.1 Naturschutzgebiete

Mit Ausnahme des Abenstaales sind z.B. im Lkr. Kelheim die Verfahren im wesentlichen abgeschlossen (SEEWALDT mdl.). Eine Hauptaufgabe wird bei den wenigen ausgewiesenen Naturschutzgebieten die Überarbeitung der bisherigen Verordnungen sein. Zumindest sollte die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung festgeschrieben werden, ohne daß die Nutzung intensiviert werden kann. Auch sind die randlichen Einflüsse aus der Umgebung der Naturschutzgebiete intensiv zu überprüfen. So ist z.B. die Erweiterung der NSG Rosenau und Sandharlandener Heide um Pufferzonen vorgesehen. Bis vor wenigen Jahren grenzte an das NSG Rosenau mit hochbedrohten, hoch empfindlichen Pflanzenarten gegenüber Belastungen durch Nährstoffverfrachtungen ein Maisfeld an. Zumindest diese unmittelbare Bedrohung ist durch Anlage einer Pufferzone verringert worden.

Wie schwierig in der Umsetzung der Schutz wertvoller Flächen in Form von Naturschutzgebieten insgesamt ist, läßt sich zumindest am Beispiel der bisher fehlenden Sicherung der Niedermoorsflächen im Isartal und der geringen Anzahl der bisher ausgewiesenen Naturschutzgebiete in der Region 13 erkennen. Auch die Länge der Verfahrensdauer ist sicher ein großes Problem, weil die Flächen durch Einflüsse von außerhalb und Sukzessionsabläufe verändert werden. Als Naturschutzgebiet vorgeschlagen wurden als Ergebnis der Biotopkartierung im Lkr. Landshut die Isarhangleitenwälder (BERNEK mdl.). Es bleibt abzuwarten ob die Ausweisung in überschaubarer Zeit erfolgt, wenn selbst eine Ausweisung dieser mesophilen Laubwälder als LSG bisher nicht erfolgt ist!

2.6.2 Landschaftsschutzgebiete

Wie bereits im Regionalbericht 1985/86 der Region 13, Landshut (REGIONALER PLANUNGSVERBAND 1987) ausgeführt wird, stehen nur relativ wenige Flächen unter Landschaftsschutz. Es fehlen insbesondere Ausweisungen in den Wiesenbrütgebieten im Isartal zwischen Essenbach und Wal-

Biotope im Bereich des Jagdreviers der Fledermauskolonie Rainertsh.	Beeinträchtigungen nach Häufigkeit	Pflegebedürftige Biotope/Pflegeart nach Häufigkeit	Sicherungsmaßnahmen
28	26 Biotope: Eutrophierung, Aufforstung mit standortfremden Gehölzen, Entwässerung, Auffüllung, Ablagerung, Aufforstung usw.	27 Biotope: plenterartige Nutzung, Entfernung standortfremder Gehölze, Stockhieb Mahd bei Bedarf	– keine Sicherung nötig: 21 Biotope (nach Vorschlag d. Biotopkartierung) – Beseitigung randlicher Ablagerungen: 2 Biotope, in je 1 Biotop sind folgende Maßnahmen erforderlich: Beseitigung einer bestimmten Störung, Räumung/Entrümpelung des Biotops, Wasserhaushalt wiederherstellen.

lersdorf, im Tal der Großen Laaber, im Abenstal usw. Es müßten zumindest die typischen Landschaftsbilder der Region 13 ähnlich wie die Isarhangleitewälder im Bereich der Stadt Landshut und des Lkr. DGF-Landau als Landschaftsschutzgebiete dauerhaft gesichert werden. In diesem Zusammenhang sei noch erwähnt, daß die Region Landshut mit großem Abstand die Region mit dem geringsten Anteil an Schutzgebieten bleibt (Regionalbericht 1985/86, Region 13). Im Zuge der fortschreitenden Intensivierung der Nutzungsansprüche an die Landschaft wäre sicher auch die Überprüfung der bereits bestehenden LSG-Verordnungen nötig.

2.6.3 Ausweisung von Landschaftsbestandteilen

Von den ca. 1700 Biotopen im Lkr. Landshut wurden ca. 8-10 % zur Ausweisung als Landschaftsbestandteile nach Art. 12 BayNatSchG vorgeschlagen (BERNEK mdl.). Die heute noch bestehende Biotopstruktur ist damit derzeit ohne langfristigen Schutz; nach über 15 Jahren Geltungsdauer des BayNatSchG sind die wichtigsten Biotoptypen und die Biotopausstattung in der Region 13 überhaupt noch nicht geschützt.

2.7 Pflegemaßnahmen

Die Erhaltung des Naturpotentials der Region 13 mit ihren naturräumlichen Haupteinheiten Isar-Inn-Hügelland, Unteres Isartal, Donau-Isar-Hügelland und Unteres Inntal muß im Vordergrund aller Bemühungen stehen. Der Landkreis Kelheim soll hier als besonderes positives Beispiel für die Planung und Durchführung von Landschaftspflegemaßnahmen nach einem gesicherten Konzept durch die entsprechenden Vorarbeiten im Rahmen des Arten- und Biotopenschutzprogrammes und des in Kürze vorliegenden Landschaftspflegekonzeptes genannt werden. Die Abwicklung der Maßnahmen läuft über den Verein zur Sicherung ökologisch wertvoller Flächen (VÖF). So ist es möglich, einen Katalog von sofort- und langfristig wirkenden Maßnahmen in Zusammenarbeit mit den Landwirten (hauptsächlich Maschinenringe und Bayer. Bauernverband) abzuwickeln. Hervorzuheben ist vor allem, daß die Beratung und die Koordination der Pflegemaßnahmen (u. a. Mahd, Entbuschung, Bachsanierung) durch den VÖF in enger Abstimmung mit der Unteren Naturschutzbehörde erfolgt, so daß die Behörde selbst entlastet wird (SEEWALDT mdl.).

Welche Arbeit z. B. im Landkreis Landshut noch zu leisten ist, geht daraus hervor, daß von den ca. 1700 Biotopen als Ergebnis der Biotopkartierung ca. 20 % pflegebedürftig sind, d. h. es müßte wie beim Hangflachmoor bei Berghofen u. a. Mahd mit Abfuhr des Materials durchgeführt werden. Dringend notwendig wären eine Reihe von Sofortmaßnahmen an den Biotopen z. B. an sehr empfindlichen Magerrasenflächen, um ein Überwachsen zu verhindern, sowie die Entfernung von Ablagerungen (BERNEK mdl.).

2.8 Personal

Die Umsetzung der o. g. Maßnahmen und der übrigen Förderprogramme ist eng mit dem verfügbaren Personal korreliert.

Nach der Bildung des Lkr. Landshut aus vier Altbestandskreisen war nur noch 1 Stelle für eine Fachkraft an der Unteren Naturschutzbehörde übrig. Die Lkr. KEH, DGF und Rottal-Inn haben dagegen zur Zeit 2 Fachkräfte an der Unteren Naturschutzbehörde zur Verfügung. Im Vergleich zu anderen Fachbehörden ist diese personelle Ausstattung weiterhin sehr dürftig und in jedem Fall verbesserungsfähig.

Die Förderprogramme für den Natur- und Artenschutz könnten sicher wesentlich weiter verbreitet werden, wenn die Beratung und Information intensiviert werden könnten. So wurden allein im Lkr. Landshut 1988 aus Mitteln der Regierung von Niederbayern Verträge für das Acker- und Wiesenrandstreifenprogramm in Höhe von ca. 35 000 DM sowie in Höhe von ca. 7 000 DM aus Mitteln des Landkreises abgeschlossen. Dazu kommen Erschwernisausgleichs-Verträge 1986/87 mit ca. 12 ha Gesamtfläche, für 1987/88 ist mit einer Steigerung von ca. 50 % zu rechnen (SCHLICKENRIEDER mdl.).

Dabei ist anzufügen, daß eine Überprüfung der Auflagen in diesen Verträgen und der Einschränkungen nach den Verordnungen des BayNatSchG nur punktuell erfolgen kann. Es muß dabei auf die Naturschutzwacht als nur bedingt einsetzbarer Überwachungsinstanz zurückgegriffen werden.

So wäre es dringend nötig, weiter Beratungsarbeit zu leisten, um v. a. in den Niedermoorflächen des Isartales den Bestand der Wiesenvögel durch die Wiesenbrüterprogrammabschlüsse flächendeckend zu sichern. Die Abstimmungsarbeit, die mit dem Anlaufen des Kulturlandschaftsprogrammes hier noch zu leisten ist, kann heute noch nicht übersehen werden.

3. Schlußbemerkung

In diesem Rahmen können nur einige der entstehenden Probleme angeschnitten werden. Nicht vergessen werden darf dabei, daß die Fachverbände einen Teil der anstehenden Aufgaben gerne übernehmen, jedoch völlig überlastet sind, wenn es z. B. um die Abwicklung von Maßnahmen im Rahmen des ABSP geht, das in den Lkr. LA und DGF zur Zeit erarbeitet wird. Es ist zu hoffen, daß mit der Vorlage eines ABSP-Konzeptes auch die Probleme kleiner werden. Zumindest jedoch wird nach Prioritätensetzung und Abgleich der innerfachlichen Zielkonflikte ein konzeptionelles Vorgehen möglich sein (vgl. Abb. 1 aus PLACHTER 1986). Eine große Chance zur Umsetzung der ABSP-Ziele könnte in Zukunft auch im Bayer. Kulturlandschaftsprogramm liegen.

Die Gebietskulisse im Lkr. Landshut geht aus der folgenden Karte 3 (KRAUS, schr. 1988) hervor.

4. Literatur:

BMV (= Bundesminister für Verkehr) (1987): MAmS (= Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen); Köln.

BStMLU (= Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltschutz) (Hrsg.), (1988): 9. Raumordnungsbericht 1985/86, München.

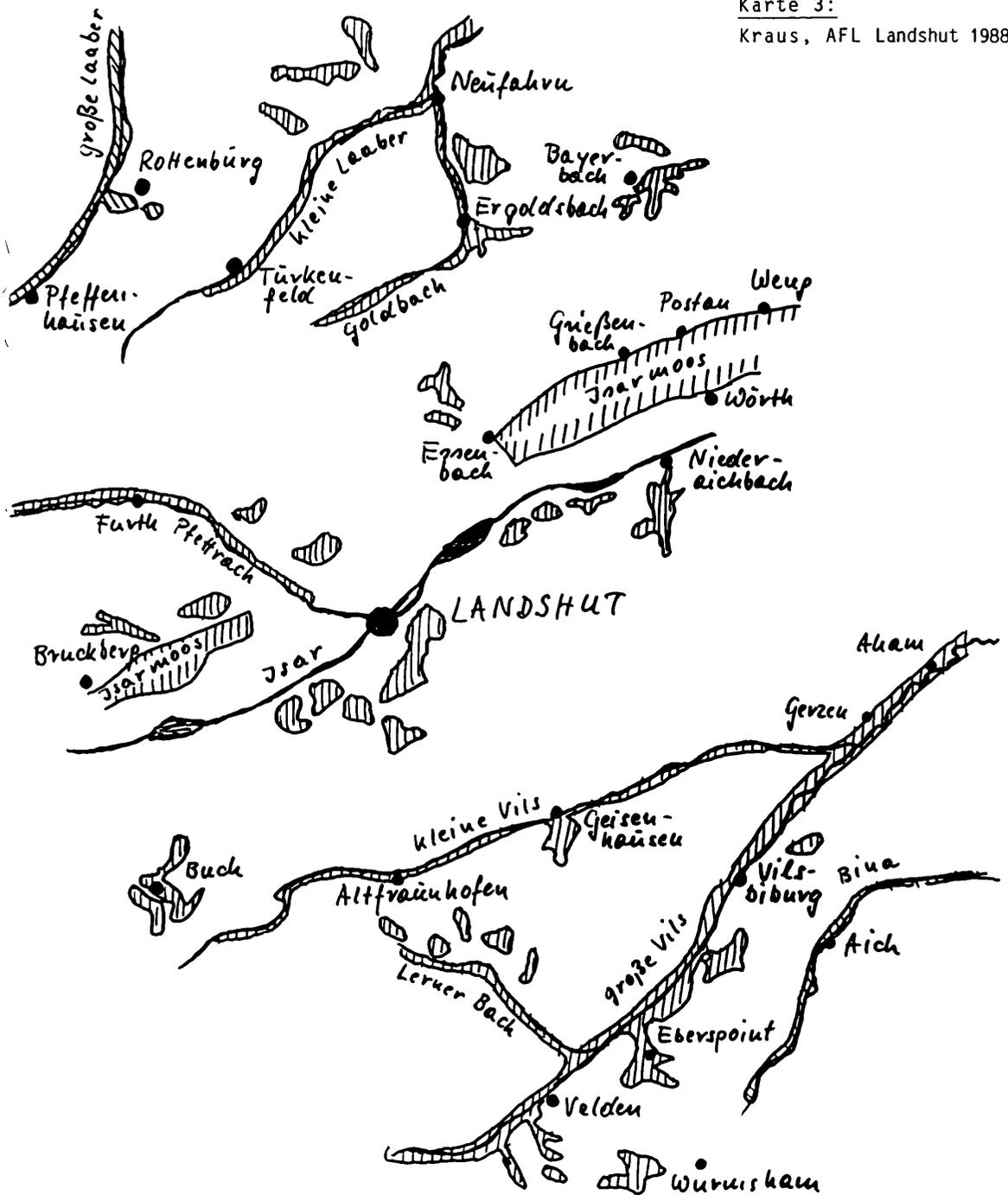
BAUER, J. (1983):

Eingriffe in Natur und Landschaft im Bereich der Ortschaft Greilsberg, Lkr. Landshut, durch Maßnahmen der Landwirtschaft in den Jahren 1950-1980. FH Weihenstephan, FB Landwirtschaft I, Diplomarbeit.

Bayerisches Kulturlandschaftsprogramm Fördergebiete im Landkreis Landshut

Karte 3:

Kraus, AFL Landshut 1988



ERZ, W. (1980):
Naturschutz – Grundlagen, Probleme und Praxis. In:
Buchwald, R. und Engelhardt, W. (Hrsg.), Handbuch
für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Band
3 (560-637). BLV Verlagsgesellschaft, München.

PLACHTER, H. (1986):
Arten- und Biotopenschutzprogramme als umfassende
Zielkonzepte des Naturschutzes. – Jb. Naturschutz und
Landschaftspflege. ABN, 39 – 106 – 126.

PONTIUS, P. (1988):
Fledermauserhebung in Stadt und Landkreis Landshut,
FH Weihenstephan, FB Landwirtschaft I, Diplomarbeit.

REGIONALER PLANUNGSVERBAND LANDSHUT (Hrsg.) (1985):
Regionalplan Region 13 Landshut. Landshut.

RÖSER, B. (1987):
Anliegen des „Aktionsprogrammes Ökologie“ an den
integrierten Pflanzenbau. Laufener Seminarbeiträge
4/86, 9-15. Laufener.

WASMEIER, R. (1987):
Die Bundesautobahn A 92 München-Deggendorf und
ihre ökologischen Folgen zwischen Landshut und
Waldersdorf mit besonderer Berücksichtigung des Großen
Brachvogels. FH Weihenstephan, FB Landwirtschaft I.
Diplomarbeit.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Bernd Stöcklein
FH Weihenstephan
FB Landwirtschaft I
Abt. Landshut-Schönbrunn
8300 Landshut

Die Gewässer der Region 13 – Landshut und ihre Probleme

Heinz Schulte *

1. Einführender Überblick

Niederbayern ist einer der wasser- und gewässerreichsten Regierungsbezirke in Bayern, und dies gilt nicht nur für Bayerwald mit seinen hohen Niederschlagsmengen, sondern auch für das Hügelland südwestlich des Donaustromes, also die Landschaft, von der hier als „Region 13“ die Rede sein soll. Wenn der Beitrag mit dieser etwas banalen, oft gehörten Feststellung beginnt, so deshalb, um gleich anzufügen, daß es ein Trugschluß wäre, zu glauben, hier könne man in bezug auf die Gewässerökologie ohne Einschränkung noch von einer heilen Welt sprechen. Sicher gibt es in Bayern Regionen, in denen die Bäche und Flüsse wesentlich stärkeren Belastungen ausgesetzt sind – sei es wegen der geringen Abflüsse, der Zusammenballung von Großstädten und Industrie, oder auch beider Faktoren zusammen. Man denke hier nur an den Raum Nürnberg-Fürth-Erlangen oder an einige oberfränkische Industrieregionen.

Es darf dabei aber einerseits nicht vergessen werden, daß Niederbayern bis zum Anfang der siebziger Jahre hinsichtlich Planung, Finanzierung und Bau von modernen Kläranlagen ein ausgesprochenes „Entwicklungsland“ war. Vor etwa 25 Jahren konnte man die mechanisch-biologischen Kläranlagen im ganzen Regierungsbezirk noch an den Fingern einer Hand abzählen. Heute sind allein in der Region 13 etwa fünfzig solcher Anlagen mit jeweils mehr als 1000 EW neben einer Vielzahl kleinerer Anlagen in Betrieb. Trotzdem ist auch heute der Nachholbedarf vielerorts jedoch noch nicht gedeckt, abgesehen davon, daß nicht wenige der älteren Anlagen bereits wieder zur Erweiterung oder Modernisierung anstehen. Der Schutz unserer Fließgewässer vor übermäßiger Verschmutzung ist andererseits aber auch nur ein Teilaspekt der Gewässerökologie. Ein Bach oder Fluß ist ja mehr als nur ein Abflußgerinne für gebrauchtes oder überflüssiges Wasser. Er ist immer und eigentlich in erster Linie ein Biotop für Lebensgemeinschaften aus tausenden von Tier- und Pflanzenarten, ohne die der Vorgang der natürlichen Selbstreinigung – und darauf werden wir immer angewiesen bleiben – nicht funktioniert. Diese Lebensgemeinschaften repräsentieren aber gerade in einer Zeit, in der täglich mehrere Arten aussterben, auch einen absoluten Wert, selbst wenn diese Anschauung vielleicht nicht ganz im Einklang mit heutigen Wertvorstellungen stehen mag.

Vor gar nicht allzuvielen Jahren war es – und ich hoffe der Imperfekt ist berechtigt – ein Hauptziel wasserwirtschaftlicher Bemühungen, die „Sicherheit und Leichtigkeit des Abflusses“ sicherzustellen. Ein mäandrierender Bach oder Fluß, der zum noch gelegentlich über seine Ufer trat, war nicht nur in der Zeit von Adolf Hitler's „Erzeugungsschlacht“ ein Greuel und mußte gebändigt werden. Ordentlichkeit in der Natur war gefragt, und die wurde mit Stangen, Steinen, Beton und meist mit deutscher Gründlichkeit auch hergestellt. Die damit verbundene Vernichtung von Lebens-

räumen nahm man mehr oder weniger bewußt in Kauf. In Niederbayern, und hier vor allem in der durch intensive Landwirtschaft geprägten Region 13 hat diese Phase in der Geschichte der Wasserwirtschaft bis heute ihre tiefen Spuren hinterlassen, auf die im folgenden noch eingegangen wird.

2. Naturräumliche Abgrenzung

Zuvor jedoch einige Bemerkungen zu den naturräumlichen Gegebenheiten dieses Gebietes, die ja letzten Endes auch den Charakter seiner Gewässer bestimmen. Die gesamte Region 13 liegt im tertiären Hügelland Niederbayerns, einer sanft gewellten Hochfläche, die zum größten Teil aus Lockergesteinen der oberen Süßwassermolasse besteht und weiträumig von diluvialen Lößlehm überdeckt ist. Letzterer bildet übrigens die Grundlage für die intensive Landwirtschaft. Im Südosten, also südlich der Rott, wo die Geländeformen bewegter werden, stehen Schotterablagerungen der oberen Meeresmolasse an, die teilweise quarzitisches verfestigt sind. Die Region wird durch das mehrere km breite Isartal in das Donau-Isar-Hügelland und das Isar-Inn-Hügelland geteilt und im Südosten durch den Inn begrenzt. Die Hochfläche fällt in Richtung West-Süd-West nach Ost-Nord-Ost von ca. 500 m ü. NN bis auf ca. 350 m ü. NN ab. Dies ist auch die Hauptentwässerungsrichtung, in der alle größeren Fließgewässer verlaufen.

3. Überblick über die Fließgewässer

3.1 Allgemeine Charakterisierung

Sehen wir zunächst von den wenigen größeren Flüssen der Region 13 ab und dazu möchte ich außer Isar und Inn auch die Vils und die Rott zählen – so sind die meisten Fließgewässer Bäche, die im Sinn der Bachtypologie nach BRAUKMANN als Hochlandbäche zu bezeichnen wären. Lediglich im Hügelland zwischen Rott und Inn zeigen sich vielfach Anklänge an den submontanen Bergbach ab. In allen Fällen handelt es sich um sog. Karbonatbäche, deren Wasser eine elektrische Leitfähigkeit von mehr als 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aufweist, also mehr oder weniger kalkhaltig ist. Die Leitfähigkeit kann in landwirtschaftlich genutzten Gebieten bis über 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ansteigen, was dann immer durch zivilisatorische Faktoren, etwa durch die Auswirkungen intensiver mineralischer Düngung bedingt ist. (Zum Vergleich: in den montanen Bergbächen des Bayerwaldes, also ausgesprochenen Silikatbächen, werden Leitfähigkeitswerte bis unter 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen!)

Verwenden wir die biocönotische Fließgewässergliederung, wie sie ILLIES vorgeschlagen hat, so kann man sagen, daß unterhalb der Quellregionen (Krenon, Hypokrenon) in der anschließenden Salmonidenregion die oberste Zone, also das Epirithron, allenfalls wiederum nur stellenweise zwischen Rott und Inn anzutreffen ist, während ansonsten wegen des relativ geringen Gefälles und der sommerlichen Erwärmung sich meist ohne Übergänge

die Biocönosen der unteren Salmonidenregion (Hyporhithron bzw. Äschenregion) und der Barbenregion (Epipotamen) einstellen. Zur Äschenregion ist übrigens auch der Isarlauf in der Region 13 zu zählen, wenngleich gerade hier dieser natürliche Zustand durch Ausbaumaßnahmen weitgehend verändert ist. Das gleiche gilt für den Inn.

3.2 Besprechung der Teilgebiete

3.2.1 Donau – Isar – Hügelland

Der Zustand der Fließgewässer wird hier fast überall durch landwirtschaftliche Einflüsse und oft auch durch nur mangelhaft gereinigte häusliche Abwässer bestimmt. Jauche- und Silosafteinleitungen, Nährstoff- und Bodenabschwemmungen verursachen eine starke Eutrophierung und Verschlammlung, die in den größeren Flußtäälern mit der fortschreitenden Umwandlung von Talwiesen in Ackerland noch gefördert wird. Auch das vielfach zu beobachtende Umpflügen bis an die Gewässerufer trägt zu dieser Entwicklung bei.

Die *Große Laber* ist bereits aus dem Landkreis Keilheim merklich vorbelastet und wird durch die überlastete Kläranlage Pfeffenhausen erheblich beeinträchtigt. Im Gebiet der *Kleinen Laber* wird vor allem der Goldbach durch Jauche, Silosaft und ungereinigte Hausabwässer (Klähäm, Oberergoldsbach) geschädigt. Vorwiegend landwirtschaftliche Abflüsse belasten auch die *Aiterach* bereits in ihrem Oberlauf bzw. über mehrere verschmutzte Nebenbäche. Der Gütezustand des *Köllnbaches* wird durch Abwassereinleitungen aus der Ortschaft Ottering negativ beeinflusst und schließlich hat der *Reißinger Bach* besonders stark unter landwirtschaftlich bedingten Verunreinigungen zu leiden, die zum Teil schon aus dem Landkreis Straubing-Bogen kommen.

Die meisten Fließgewässer des Donau-Isar-Hügellandes sind im Zuge von Flurbereinigungen oder im Interesse der Landwirtschaft vorgenommenen Hochwasserfreilegungen ausgebaut und begradigt. Die dadurch verursachten ökologischen Schäden und die oben nur beispielhaft erwähnten Abwasserbelastungen drücken sich weit verbreitet in einer deutlichen Verarmung der Fließwasserbiocönosen aus.

3.2.2 Isartal

Das Gütebild der *Isar* oberhalb von Landshut wird im wesentlichen vom „*Mittleren-Isar-Kanal*“ bestimmt, der eine noch sehr deutliche Belastung aus dem Großraum München erkennen läßt. Die bislang völlig unzureichende Abwasserreinigung der Stadt Landshut bewirkt eine weitere starke Beeinträchtigung, so daß z.Zt. erst etwa ab Dingolfing von einer Stabilisierung des Gütezustandes gesprochen werden kann. Es steht jedoch zu erwarten, daß sich diese Verhältnisse mit der Inbetriebnahme der in Bau befindlichen Kläranlage Landshut (etwa i.J. 1990) verbessern werden. Die im Isartal verlaufenden Grabensysteme („*Moosgräben*“) sind teils durch Ortsabwässer belastet (Altheim, Essenbach, Pilstin, Ganacker), teils finden sich hier aber auch noch einige interessante, artenreiche Gewässerbiotope.

Der Fließwassercharakter der *Isar* ist in den letzten Jahrzehnten durch den Bau zahlreicher Staustufen weitgehend verlorengegangen. Die ursprünglich noch vorhandenen Fließwasserbiocönosen sind nur

noch in isolierten Resten unterhalb der Kraftwerke erhalten. Die Stauhaltungen und die Kühlwasser-einleitungen der beiden Kernkraftwerke bewirken überdies eine deutliche Erwärmung, so daß die *Isar* kaum mehr als sommerkühler Fluß gelten kann.

3.2.3 Isar-Inn Hügelland

Vilstal

Hinsichtlich Gewässergüte und Ökologie gilt ähnliches, wie für das Donau-Isar-Hügelland, wenn auch vielleicht nicht im gleichen Ausmaß. Die *Große Vils* ist aus Oberbayern (Taufkirchen) merklich vorbelastet, einige Nebenbäche werden durch landwirtschaftliche und kommunale Abwässer stark beeinträchtigt. Das gilt auch für den Oberlauf der Kleinen Vils, der zudem weitgehend ausgebaut und ökologisch wenig attraktiv ist. Im *Mittellauf der Vils*, etwa ab unterhalb Geisenhausen und Vilsbiburg bis zur Ostgrenze der Region 13 stellen sich dann allerdings ökologisch und gewässergütemäßig etwas günstigere Verhältnisse ein. Ein häufiger Wechsel zwischen langsam fließenden und stark durchströmten Strecken bewirkt hier eine relativ große Vielfalt der Biocönosen und eine gute Selbstreinigung.

Bei Marklkofen ist die *Vils* zu einem Hochwasser-rückhaltebecken mit einem Grundsee von ca. 90 ha Fläche aufgestaut. So attraktiv dieser See hinsichtlich seines Freizeitwertes auch erscheinen mag – ökologisch gesehen kann er m. E. nicht sehr positiv bewertet werden. Bei einem nährstoffreichen Gewässer wie der *Vils* hat ein solcher Aufstau nämlich u.a. zur Folge, daß anorganische Abbauprodukte, vor allem das Phosphat, verstärkt in Form von Plankton wieder zu lebender, organischer Substanz aufgebaut werden, die die anschließende Fließstrecke in ähnlicher Weise belastet, wie Abwassereinleitungen. Die Gewässergüte wird unterhalb eines solchen Sees meist um ca. eine halbe Stufe verschlechtert.

Wie schon erwähnt, werden in der Region 13 die Geländeformen nach Südosten zu bewegter und damit auch das Gefälle der Fließgewässer stärker. Das kann bereits an den südlichen Zuflüssen der *Vils*, so z.B. am *Kollbach* und *Sulzbach* beobachtet werden, die streckenweise als „Wildbäche“ bezeichnet werden können und die vor allem im Sommer zu sehr plötzlichen, ausgiebigen Hochwasserabflüssen neigen. Trotz der auch hier vorhandenen Belastungen und mancher Ausbaumaßnahmen sind diese Bachgebiete als gewässerökologisch recht wertvoll einzustufen, da meist eine große Vielfalt der Habitate und ein dementsprechender Artenreichtum zu beobachten ist. Die noch bis in die letzten Jahre hinein vorhandenen Abwasserprobleme wurden inzwischen weitgehend entschärft (Kläranlagen-Neubau bzw. Erweiterungen in Arnstorf, Roßbach, Johanniskirchen, Mülldeponie Asbach). Unbefriedigend ist derzeit noch die Abwasserbeseitigung in Diepoltskirchen, Simbach b. L. und Egglham (am *Aldersbacher Bach*). Das gleiche gilt übrigens auch für die Ortschaften im Tal des *Petzenbaches*, das zum Gemeindegebiet des Marktes Eichendorf gehört.

Rottal

Die *Rott* selbst ähnelt in hydrologischer Hinsicht und auch in ihrem ökologischen Charakter weitgehend der *Vils*. Sie entspringt auf niederbayerischem

Gebiet, bei Wurmsham, wo sie, wie so oft bei den kleinen Oberläufen zu beobachten, bereits ziemlich stark durch Abwassereinleitungen und landwirtschaftliche Abflüsse belastet wird. Nach einer längeren Fließstrecke durch Oberbayern (Neumarkt St. Veit) wird sie oberhalb von Massing endgültig zu einem niederbayerischen Fluß. Schon relativ früh, d. h. in den sechziger und siebziger Jahren wurde hier an der Rott mit der Sanierung der Abwasserprobleme begonnen; aus dieser Zeit stammen die Kläranlagen in Massing, Eggenfelden, Pfarrkirchen, Birnbach und Bayerbach. Insgesamt gesehen sind an der Rott somit schon seit längerem einigermaßen befriedigende Gewässergüteverhältnisse gegeben. (Güteklasse etwa II-) Bei Postmünster ist in die Rott ein Hochwasserspeicher mit einem Grundsee von ca. 60 ha Fläche eingebaut. Auch hier sind deutliche Eutrophierungserscheinungen zu beobachten; außerdem hat dieser See vor einiger Zeit Schlagzeilen wegen gewisser badehygienischer Probleme gemacht.

Das größte nördliche Nebengewässer der Rott ist die *Bina*, ein relativ gefälleärmer und zudem stark ausgebauter Bach, der hinsichtlich seiner Ökologie und Gewässergüte noch vieles zu wünschen übrig läßt. Wesentlich erfreulicher ist das Bild, das die südlichen Rott-Zuflüsse bieten. Vor allem die Unterläufe des *Geratskirchener* und des *Grasenseer Baches* erinnern in ihrer Strukturvielfalt oft an Bayerwaldbäche; notwendige Ausbaumaßnahmen wurden hier offenbar mit großer Behutsamkeit durchgeführt, wie man überhaupt feststellen kann, daß die für dieses Gebiet zuständige Wasserwirtschaftsverwaltung schon seit langem für ihren schonenden Umgang mit Gewässern bekannt ist. Allerdings gibt es auch hier sozusagen „Schwachpunkte“: so ist der *Gollerbach* ein Zufluß des *Grasenseer Baches* mit Ausnahme eines kurzen Unterlaufabschnittes nicht nur vollständig begradigt, sondern auch ziemlich stark belastet, da seine „Quelle“ praktisch durch den Ablauf der Kläranlage Wurmansquick gebildet wird.

Ein, wenn man so sagen darf, gewässerökologisches Glanzstück der Region ist zweifellos das Gebiet des *Altbaches*, der bei Anzenkirchen in die Rott mündet. Begünstigt durch die verhältnismäßig geringe Besiedlungsdichte, die weniger intensive Landwirtschaft und die bereits eingangs erwähnten landschaftlichen Gegebenheiten konnten sich hier für das tertiäre Hügelland außergewöhnlich intakte Fließwasserbiocönos von Mittelgebirgscharakter erhalten. Es ist bezeichnend, daß in diesem Gebiet auch die einzigen Fließstrecken der Region 13 mit der Güteklasse I-II vorhanden sind. Gerade hier wäre es allerdings auch besonders vordringlich, einige noch bestehende Abwassermissstände baldmöglichst zu bereinigen; so fehlen für den Bereich Ulbering/Oberham sowie für die Ortschaften Wiesing und Asenham (am *Bleichenbach*) die Kläranlagen und die Abwasseranlage des Marktes Triftern entspricht wohl auch kaum mehr den heutigen Anforderungen.

Erwähnt sei an dieser Stelle noch ein kleiner nördlicher Rott-Zufluß, der *Birnbach*, der in seinem Unterlauf als Vorfluter für die ohnehin schon ziemlich betagte Kläranlage von Bad Birnbach dient und dementsprechend stark belastet ist (Güteklasse III). Mir scheint, daß dieser Zustand doch nicht mehr ganz zum Image eines aufstrebenden Badeortes paßt!

3.2.4 Inntal

Der Inn war, ähnlich wie die Isar, ursprünglich auch in seinem Unterlauf ein von seiner alpinen Herkunft geprägter Wildfluß, dessen Niederschlagsgebiet bis weit in die Zentralalpen reicht. Sein heutiger Zustand wird freilich durch den totalen Ausbau für Zwecke der Energiegewinnung bestimmt. So besteht auch die relativ kurze Fließstrecke, die die Grenze der Region 13 bildet, praktisch nur aus den zwei großen Stauhaltungen der Kraftwerke Simbach und Ering. Diese beiden Seen mit ihren begleitenden Auwäldern genießen inzwischen zwar weithin einen guten Ruf als Vogelparadiese, für die Fließwasserbiologie ist der früher sicher hochinteressante Fluß aber kaum mehr von Belang. Der Inn teilt in dieser Beziehung das offenbar unabänderliche Schicksal aller großen bayerischen Flüsse: die Biotop- und Artenvielfalt des turbulenten Fließgewässers mußte der Eintönigkeit mehr oder weniger verschlammter Stauseen weichen.

Die in der Gewässergütekarte erkennbare Belastung des Inn's (Güteklasse II-III) kommt im wesentlichen aus der *Salzach*, die in der oberbayerischen Karte nach wie vor mit Güteklasse III eingestuft ist. Ursache dafür sind vor allem massive Abwassereinleitungen aus dem Raum Salzburg. Es bleibt schließlich noch ein kurzer Blick auf die nördlichen Innzuflüsse *Türkenbach*, *Anterstorfer Bach*, *Prienbach* und *Kirnbach*. Sie sind hydrologisch zwar von untergeordneter Bedeutung, als Fließwasserbiotope vom Charakter submontaner Bergbäche aber durchaus interessant und wertvoll. Das gewässerökologisch insgesamt positive Bild, das wir hier im Südostteil der Region vor uns haben, kann somit nochmals weiter abgerundet werden.

4. Grenzen und Möglichkeiten der Kulturlandschaftsentwicklung

4.1 Allgemeines

Ich möchte den Überblick über die Fließgewässer der Region 13 nicht abschließen, ohne noch einige Gedanken zu den Grenzen und Möglichkeiten künftiger Entwicklungen anzufügen. Die Landschaften, in denen und von denen wir leben, sind seit langem und heute wohl fast ohne Ausnahme Kulturlandschaften, die, vom Menschen geschaffen, ihm zum Nutzen sein sollen. Die Fließgewässer sind ihr Gefäßsystem und wenn dieses erkrankt, so besteht – der Vergleich sei gestattet – die Gefahr eines Infarktes der Landschaft. Ist es einmal so weit gekommen, so dürfte auch eine sinnvolle Nutzung kaum mehr möglich sein. Ich war kürzlich in der Volksrepublik Polen und konnte u. a. am Beispiel der Weichsel und der Oder recht anschaulich erfahren, wie nahe dieser Zustand für manche Gebiete schon gekommen ist. Wir in Niederbayern sind glücklicherweise in einer solchen Lage noch nicht, vor allem natürlich auch dank der Anstrengungen, die in den letzten Jahrzehnten zum Schutz unserer Gewässer unternommen wurden. Ich glaube aber, ebenso gezeigt zu haben, daß bei uns kein Grund zu selbstgefälliger Schönfärberei besteht. Wenn in unseren Gewässergütekarten immer noch rötliche Farbtöne aufscheinen, wenn selbst im Grundwasser weitverbreitet Giftstoffe, wie z.B. das Atrazin nachgewiesen werden und wenn wir in manchen kleinen Gräben und Bächen gelegentlich immer noch auf Betonhalbschalen und anderes dauerhaftes Ausbaumaterial stoßen, so sollte all das viel-

mehr Anlaß zu einer heilsamen Beunruhigung sein. Viele Probleme und Aufgaben liegen noch vor uns:

4.2 Abwasserbeseitigung

Bei der Abwasserbeseitigung steht vor allem wohl die Sanierung zahlloser kleiner Ortschaften im Vordergrund („Bürgermeisterkanäle“), die gerade die wasserarmen empfindlichen Oberläufe der Gewässer beeinträchtigen. Die Reinigungsanlagen werden sich künftig auch nicht mehr, wie bisher, auf den Abbau organischer Schmutzstoffe beschränken können, sondern müssen auf die Eliminierung der eutrophierenden Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor ausgelegt werden. Daß schließlich im behördlichen Vollzug der Wassergesetze da und dort – vorsichtig ausgedrückt – gewisse Unzulänglichkeiten zu überwinden wären, sei nur am Rande vermerkt.

4.3 Probleme mit der Landwirtschaft

Die Bedeutung der Landwirtschaft für den Gewässerzustand wurde ich bereits mehrmals erwähnt. Abgesehen davon, daß Verunreinigungen mit Jauche, Silosaft oder auch mit Resten von Biociden eindeutig Straftatbestände darstellen, – ich halte es auch für notwendig, den bekannten Begriff der „*ordnungsgemäßen Ausübung der Landwirtschaft*“ einmal ganz neu zu überdenken. Ist es wirklich ordnungsgemäß, landwirtschaftliche Nutzflächen bis an den Gewässerrand zu pflügen, Talwiesen umzubrechen, oder im Pflanzenschutz hochgiftige Substanzen einzusetzen, deren Auswirkungen letztlich auch die Lebensgemeinschaften vieler Gewässer beeinträchtigen? Man kann nur hoffen, daß der angekündigte Strukturwandel in der Landwirtschaft auch hier ein Umdenken mit sich bringt, das es z. B. eines Tages ermöglichen wird, entlang der Fließgewässer extensiv genutzte Uferstreifen auszuweisen, die übrigens nicht nur den Gewässern, sondern angesichts der oft schon nicht mehr zu übersehenden Erosionsschäden auch den Böden und damit dem Landwirt selbst gut täten.

4.4 Probleme des Wasserbaus

Nun noch eine Bemerkung zu der Rolle und den Problemen des Wasserbaus. Über lange Zeiten hinweg, bis in die jüngste Vergangenheit, hat es der auf diesem Gebiet tätige Ingenieur als seine Hauptaufgabe angesehen, die Natur, sprich die Gewässer, zu bändigen und in vermeintlich wohlgeordnete, von der reinen Zweckmäßigkeit bestimmte Bahnen zu verweisen. Er wurde von den verschiedensten Interessengruppen ja auch dazu gedrängt. In vieler Hinsicht – landschaftsästhetisch, hydrologisch, ökologisch – wurden so Situationen geschaffen, die heute zu einem radikalen Umdenken zwingen. Und ich glaube, daß der Umdenkprozeß auch auf diesem Gebiet eingesetzt hat. Sicher wird es sich künftig weiterhin nicht vermeiden lassen, da und dort mit technischen Maßnahmen in Gewässerläufe einzugreifen; Ausmaß und Ausführung solcher Eingriffe sollten dann aber im Rahmen eines naturnahen Wasserbaus erfolgen, dessen Konzeption heute jedem einschlägig tätigen Ingenieur zur Verfügung steht. Ein weiteres umfangreiches und langfristiges Aufgabengebiet sei schließlich noch unter dem Stichwort „*Renaturierung ökologisch geschädigter Gewässer*“ erwähnt. Hier wird es zwar nicht immer ganz einfach sein, den notwen-

digen Konsens zwischen den verschiedenartigen Interessen herzustellen, ich halte es aber für unabdingbar, bald und konsequent mit dem Abbau auch dieser Hypothesen aus der Vergangenheit zu beginnen.

5. Schlußbemerkung

Mit der Regionalplanung werden nicht zuletzt und in mancherlei Hinsicht die Weichen für den künftigen Umgang mit den natürlichen Ressourcen gestellt. Ein ökologisch intaktes Gewässersystem ist für uns alle von entscheidender Bedeutung. Die Voraussetzungen, es zu erhalten und wo nötig, wiederherzustellen, sind in der Region 13 nicht die schlechtesten. Was dazu gebraucht wird, ist vor allem eine Abkehr von einseitig nutzungsorientierten Ordnungsvorstellungen, von dem Wahn, alles sei uns uneingeschränkt verfügbar und statt dessen die Einsicht, daß es letztlich auch für den Menschen vorteilhafter ist, der Natur ihre unordentliche Vielgestaltigkeit zu belassen und ihr mehr mit Geduld als mit Gewalt zu begegnen.

* Vortrag auf dem Landschaftskunde-Seminar „Die Region 13 – Landshut“ der ANL in Landshut vom 11-13. Okt. 1988.

Anschrift des Verfassers:

Ltd. Regierungsdirektor i.R.
Dr. Heinz Schulte
Orgelmachergasse 3
8300 Landshut

Naturverständnis und Naturschutz – ein erzieherisches Problem

Ernst-Gerhard Burmeister

Umweltbewußtsein – Naturbegriff

Umweltkatastrophen haben die Bürger dieses Landes aufhorchen lassen und ihre Sensibilität gegenüber den anthropogenen Veränderungen in unserer Umwelt und besonders in den naturnahen Lebensräumen – natürliche sind in Mitteleuropa kaum mehr vorhanden – verstärkt. Hochgelobt wird das Umweltbewußtsein, das eine nicht vorhersehbare Steigerung erfahren haben soll. Trotzdem werden weiter in den Hausgärten Insektizide versprüht, Wegraine gemäht, Brennesselschläge mit Herbiziden vernichtet, Gräben alljährlich ausgeräumt, Ufer befestigt, Moore entwässert, und dies trotz landwirtschaftlicher Überproduktion. Proteste gegen diese Aktivitäten sollen von dem steigenden Umwelt- bzw. Naturbewußtsein der Bürger zeugen. Dennoch scheinen auch unter diesen die wiederum in der Überzahl, die eine „aufgeräumte“ Natur lieben, diejenigen Zeitgenossen, denen eine Blumenwiese zwar gefällt, die aber dann im heimischen Garten lieber durch wohlduftende Rosen, die von unseren klimatisch nicht gerade verwöhnten Insekten weitgehend gemieden werden, schreiten. Diese sind für uns Menschen als optisch orientierte Lebewesen attraktiver als die bescheidenen heimischen Pflanzen, die zudem von einer Vielzahl von Tieren gefressen werden und dadurch „unansehnlich“ sind. Die Thujen-Hecke schützt nicht nur im Winter vor den Blicken des Nachbarn, sie ist im Gegensatz zu einer Strauch- oder Laubbaumhecke heimischer Gehölze eben auch „pflegeleicht“.

Was ist Natur? Für viele Menschen ist dieser Begriff undefinierbar, ein Fremdkörper, von dem man gehört hat, daß wir ihn brauchen, von dem wir möglicherweise sogar abhängig sind. Darum wird für viele von uns das „Grün“ zum Inbegriff von natürlich, ohne zu bedenken, daß auch ein einheitliches Grün steril und unnatürlich sein kann. Wir erzürnen uns über Zeitgenossen, die es wagen, in unseren verengten Naturbegriff einzubrechen und z.B. Bauschutt an einem Waldrand deponieren. Daß diese Aktion strafbar ist, bleibt unbestritten, sie darf auch nicht zur Gewohnheit werden. Daß wir jedoch praktisch ausnahmslos bemüht sind, selbst chemisch unproblematischen Schutt (ohne austretende Schadstoffe) von diesem Überschneidungsgebiet zweier Lebensraumtypen oder von einem Gewässerrand zu entfernen, zeigt bisweilen das mangelnde Naturverständnis. Denn dieser Schutthaufen ist Grundlage einer neuen Lebensgemeinschaft, die die so wichtige Heterogenität in unserer vereinheitlichten Landschaft erhöht. Er kann ein Trittstein für zahlreiche Besiedler auf dem Weg zu einem weiteren Großlebensraum sein und damit den so wesentlichen genetischen Austausch etwa von Rohbodenarten gewährleisten. Auch dieser sich ständig verändernde Haufen im Laufe seiner sog. Sukzession ist ein Biotop. Der Begriff Biotop wird mißverständlicherweise häufig nur für den heimischen Gartenteich verwendet, dessen Anlage mit viel Mühe geschah und dessen Bepflanzung mit hybridisierten Wasserpflanzen – dadurch besonders

großblühend, aber wenig attraktiv für die heimische Fauna – durchgeführt wurde, und der mit Goldfischen besetzt wurde, die ein Aufkommen anderer unscheinbarer Kleintiere verhindern. Die Meinung ist verbreitet, daß der erwähnte Schutthaufen doch kein natürlicher Lebensraum ist und sein kann und damit in unserer Landschaft nichts verloren hat; gleiche Argumentationen richten sich gegen die so unnatürlichen Sand- und Kiesgruben, die als Narben oder gar offene Wunden empfunden werden. Daß diese einer Vielzahl von Pflanzen und Tieren Lebensgrundlage bieten, die offensichtlich nur hier oder nur noch hier auftreten, bleibt dabei unberücksichtigt. Der Ruf nach Verfüllung oder Nutzung als Mülldeponie wird laut, damit auch dieser Einschnitt in die Bodenoberfläche der Umgebung gleichmäßig gewölbter, aber entsprechend steriler Nutzflächen eingepaßt werden kann. Vergessen wird bei dieser Einstufung der 'Unnatürlichkeit', daß es sich bei diesen Biotopen (Habitaten für Pflanzen und Tiere) um Ersatzlebensräume handelt (Rekultivierung ist ungleich Renaturierung!). Natürliche Rohbodenflächen, Schotterhänge, Steilwände mit verfestigtem Substrat, wie sie etwa unserer Uferschwalbe Brutmöglichkeiten bieten, gehören in unsere Flußlandschaften, denen der Mensch den landverschleißenden Erosionsdruck an den Prallhängen durch Begradigungsmaßnahmen und Eindeichungen genommen hat.

Auch die offen zur Schau gestellte Liebe zum Wald hat ihre Krise. War er doch der Inbegriff von Natur, auch wenn er zuletzt mehr einer Holzplantage als einem dynamischen Naturgebilde glich. Er war grün, und diese Farbe, Inbegriff der Natur, hat gelitten. Bewußt war nur wenigen, die frühzeitig ihre Warnungen gegen eine Mauer des Unverständnisses gerichtet hatten, daß hier ein kränkelndes, wirtschaftlichen Interessen ausgeliefertes Objekt dem Siechtum entgegeneilt. Und wieviel Mühen hat es gekostet, 'ihn' so schön steril zu bekommen, keine umgefallenen Stämme, die nur den Schädlingen zur Nahrung dienen, auch in Laubwäldern keine übrigbleibenden Reste wie Wurzelstöcke, in denen sich die Insekten-Giganten der heimischen Fauna wie Hirschkäfer und Heldbock entwickeln konnten. Es wurde und es wird leider weiter aufgeräumt, der Natur zum Trotz.

Naturschutz, ein erzieherisches Problem!

Geht es um Naturschutz, geht es um Aufklärung der Bevölkerung. Inzwischen haben sich Organisationen gebildet, die versuchen, den Informationsmangel und das Bildungsdefizit in Sachen Natur auszugleichen und die Bevölkerung zu 'motivieren'. Daß dabei auch durch Laienhaftigkeit die Mißverständnisse in einigen wenigen Bereichen nicht ausgemerzt werden können, ist verständlich; z.B. werden Entbuschungs- oder Bebuschungsaktionen durchgeführt, ohne den Blick für die Heterogenität, d.h. den natürlichen Zustand zu bewahren. So werden stets alle Reste, wie Fallholz, entfernt, anstatt in Teilbereichen einige für holzfressende In-

sekten etwa liegenzulassen. Gleiches gilt im Bereich der Wasserwirtschaft; das Prinzip „Alles oder Nichts“ herrscht vor. Eine Sohlschwelle kann offenbar nur den ganzen Bach bzw. Fluß ähnlich wie ein Stauwehr, gerade durchschneiden und damit die natürlichen Verhältnisse drastisch verändern. Eine wechselseitige Einengung, die wiederum auch den extremen Fließwasserarten Lebensmöglichkeit schaffen würde, ist im Denkschema, das häufig durch bautechnische Argumentationen halbherzig untermauert wird, nicht vorgesehen. Auch offengelassene Kiesgruben ohne Fischbesatz sind augenscheinlich undenkbar! Die Heterogenität der Lebensräume und damit ihre Dynamik bleiben auf der Strecke!

Welchen Beitrag zum „Verständnis Natur“ liefert die Schule?

Den Grundstock biologischen Wissens sollte der Bürger doch durch Schule vermittelt bekommen. Hier vermitteln wiederum Lehrer ein Wissen, das ihnen Lehrpläne vorschreiben, die zum großen Teil die didaktische Aufbereitung von dem darstellen, was an Universitäten gelehrt wird. Doch was wird den zukünftigen Lehrern dort angeboten? Es hat sich die Meinung durchgesetzt, daß die Grundlage des Lebens-Genetik, Biochemie, Cytologie-Lehrinhalt zu sein habe. Fortführend waren Physiologie und Verhaltensforschung, meist an höheren Säugetieren oder domestizierten Tieren und Pflanzen und deren Manipulierbarkeit sowie die Ökologie (meist losgelöst von der Taxonomie und Faunistik), in den Mittelpunkt wissenschaftlichen Interesses gerückt worden. Bedingt durch den so interessierten Lehrkörper traten auch diese Bereiche in den Vordergrund der Lehre. Ihre Bedeutung ist unbestritten, aber werden stattdessen die traditionellen biologischen Fachrichtungen möglicherweise sogar unbeachtet vernachlässigt? Die Begegnungen mit der „sichtbaren Natur“ – Morphologie, Funktion, Biologie „vor Ort“ – sind wichtigste Voraussetzungen zum Verständnis dieser Natur mit ihrer spezifischen Dynamik. Dieses grundlegende Wissen sollte ein angehender Lehrer vermittelt bekommen, damit er es an seine zukünftigen Schüler weitergeben kann. Extrem ausgedrückt: Ein Lehrer gilt heute dann etwas, wenn er den Zitronensäurezyklus noch möglichst rückwärts und mit Orbitalverschiebung aus dem ff an die Tafel werfen kann, der Unterschied zwischen Eidechse und Molch dagegen erscheint unwichtig oder wird gar hinfällig! Beispiele zeigen, daß sich Lehrer selbst im Grund- und Realschulbereich – in den Gymnasialschulen noch viel mehr – davor verwahren, daß Schüler lebende Nicht-Haustiere – etwa Maikäfer – in den Unterricht mitbringen. Es wird das nicht gewünscht, da es den Lehrplanablauf stört oder es gar die Schüler begeistern könnte, denen bisher das Erlebnis 'Maikäfer' versagt geblieben ist. Was steckt dahinter?

Die biologische Aufklärung fängt damit an, daß wegführend von der reinen Faktenvermittlung der durch Selektion bedingte Werdegang unserer Tier- und Pflanzenwelt nachvollzogen wird bzw. werden kann, d.h. daß die biologische Sensibilität und vor allem auch das Auge geschult wird, die Umgebung eben mit anderen Augen sehen zu lernen. Nicht nur der Verstand, auch die Sinne müssen geschult werden, um die Umgebung und die ablaufenden Vorgänge zu „sehen“ und zu „begreifen“. Das erfordert den taktilen Reiz. Ziel einer solchen Ausbil-

dung sollten Schulabgänger sein, die sich bis zum Lebensende nicht mehr vor einer Spinne oder Mausekeln oder von einer Schlange in Schrecken versetzt werden und dieses 'Umgehen mit der Natur' an ihre Kinder weitergeben können. Aufklärung der biologischen Zusammenhänge macht dem Menschen, der weitgehend optisch orientiert ist, unliebsame Erscheinungen der Natur verständlich und dadurch erträglich bzw. akzeptabel. So verlieren Mückenschwärme ihre Schrecken, wenn das Wissen vermittelt wird, daß diese durch vernünftige Regeneration der Gewässer auch langsam auf ein Normalmaß zurückgedrängt werden können, und daß von einem Fluß aufsteigende Schwärme von Insekten daran erinnern, daß das die ursprünglichen Verhältnisse waren, die die Besiedelbarkeit der Aue einschränkten.

Doch was produziert unsere Schule heute? Ziel scheint es zu sein, ein Heer von zukünftigen Spezialisten (Nobelpreisträgern?) im Fach Biologie – im Sinne einer *modernen* Wissenschaft – heranzuziehen, die an den Universitäten feststellen müssen, daß ihnen der Wissens-Stoff der Schule aufgrund der Schaffung gleicher Voraussetzungen zum Studienbeginn nochmals vermittelt wird. Das Wissen, warum Eidechse und Molch so verschieden aussehen und verschiedene Lebensansprüche stellen, ebenso wie die Kenntnis der zahllosen Tiere und Pflanzen vor der Haustür und deren Abhängigkeiten, tritt in der Lehre in den Hintergrund. Und dieser Personenkreis soll später feststellen, inwieweit sich unsere 'Natur' verändert hat, und entsprechende Maßnahmen dagegen ergreifen. Naturbewußte Bürger?

Die Tendenz ist bereits jetzt festzustellen, daß es leichter ist, den Verlust der tropischen Regenwälder durch große Reden zu beklagen, als eben vor der besagten Haustüre für eine natürliche 'Ordnung' zu sorgen. Universitätsinstitute im Fach Biologie organisieren Exkursionen in entfernteste Gebiete unserer Erde, obwohl die Teilnehmer nicht einmal die heimische Fauna und Flora in ihrem Lebensraum und dessen Wechselbeziehungen kennengelernt haben. Und gerade sie sollen später Kinder oder anderen Bevölkerungskeisen den Lehrinhalt Natur und ihrer Bausteine vermitteln. Doch das System beißt sich in den Schwanz, es werden weiterhin einerseits wenige Spezialisten produziert und andererseits eine Masse gegenüber dieser Natur Unwissender mit einem manipulierbaren (Politik!), unbestimmten, sog. Umweltbewußtsein.

Behördlicher Naturschutz und Schutz der Natur – ein Widerspruch?

Nicht nur die Ausbildung arbeitet teilweise gegen ein Naturverständnis, sondern sogar Naturschutzinstitutionen selbst unterdrücken den notwendigen Wissenszuwachs. Natur zu *begreifen* wird heute durch bestimmte Naturschutzgesetze eingeschränkt, ja sogar verhindert. Ein Schüler oder gar Lehrer, der einem Tümpel, selbst dem von eigener Hand angelegten, eine Kaulquappe oder Libellenlarve ohne Genehmigung entnimmt und versucht, bis zur Metarmorphose im Aquarium aufzuziehen, macht sich groteskerweise strafbar, da es sich jeweils um besonders geschützte Tiere handelt. Das Erwirken einer Genehmigung bei der zuständigen Naturschutzbehörde ist zeitraubend und verlangt bis zu jahrelange Vorausplanung und ständige Neubeantragung sowie ein finanzielles Opfer. So

kann es vorkommen, daß die Genehmigung zur Entnahme von Kaulquappen dann im Herbst vorliegt, der Gang zum Tümpel sich aber auch im nächsten Frühjahr erübrigt, da dieser inzwischen nicht mehr existiert und ein Genehmigungsverfahren 'anderer Natur' eine (inzwischen erfolgte) Verfüllung zugelassen hat.

Ein dringend notwendiges „Begreifen“ der Natur, das ohne Zweifel einige Opfer von dieser fordert, ist nicht mehr möglich, obwohl die Bereitschaft dazu von den Lehrenden bzw. Behelrenden wie auch der Behörde gefördert werden müßte. In einer völligen Fehleinschätzung der Aufgabenbereiche sind inzwischen private „Selbsthilfegruppen“ mit diesen Lehr-Aktivitäten befaßt, was laienhafte Vorgehensweisen nicht ausschließt. Die Kontaktzone Mensch und Natur wird zunehmend unterbrochen. So kann die Natur auch unbemerkt in eine manipulierte Parklandschaft verwandelt werden, denn wer kann in Zukunft den Unterschied noch erkennen, da doch Wissensvermittlung und Erfahrungssammlung nicht mehr möglich sein werden. Auch die Beunruhigung zahlloser Tiere in ihrem Lebensraum ist inzwischen zur strafbaren Handlung geworden. So kann sich auch ein Fotograf in der kriminalisierten Naturbeobachterszene strafbar machen! Eine armselige Vision drängt sich auf: Es wird der Zeitpunkt kommen, daß wir gefährdete Pflanzen und Tiere nur noch im Museum kennenlernen können. Oder aber die Museen werden sogar geschlossen, da sie „tote Tiere und Pflanzen ausstellen“, die „grausamerweise“ vor dem aufkommenden (und vielfach fehlgeleiteten) Naturschutzdenken dieser unserer Erde entnommen wurden. Schon heute wird die Schuld am Artenschwund von bestimmten Interessengruppen nicht der hochtechnisierten Land-, Forst-, Fischerei- und Wasserwirtschaft, sondern „Sammlern“ und „Trophäenjägern“ zugeschoben, die das Angebot an „Leichen“ in den Museen zusammengetragen haben.

Abgesehen von einigen „Schwarzen Schafen“ ist jedoch zu vermuten, daß sich auch heute, trotz zahlloser anderslautender Gesetze, die Investition in Form eines tieferen Naturverständnisses dessen, der die Kaulquappen oder den Schmetterling der Natur entnimmt, dann in seinem Verhalten dieser gebenden Natur gegenüber positiv niederschlagen wird. Und wenn dieser dann gegründet auf seine Erfahrung, die mit einer bescheidenen Schmetterlingssammlung begonnen haben kann, dieses Wissen noch weitergeben kann, dann hat sich die Investition für die Natur doppelt gelohnt: denn nur „*was man kennt, kann man erfolgreich schützen!*“ Der Untergang unserer letzten naturnahen Lebensräume von Pflanzen und Tieren entsteht durch Unwissenheit, die durch Umlagerung von Prioritäten erschreckend zunimmt, was übrigens eine 'Rote Liste' gefährdeter *Lebensräume* dringlicher erfordert als nur eine Liste der Tiere und Pflanzen.

Der Anstieg der Verkaufsquoten von Naturbüchern und Feldführern zeigt, daß der Irrtum, Natur lasse sich auch auf gedrucktem Papier oder über dieses begreifen, große Bevölkerungsteile erfaßt hat. Wenn es trotz des Buchangebotes dazu kommt, daß nicht mehr differenziert werden kann zwischen den zahlreichen Arten, und ihre Lebensbedingungen nicht mehr bekannt sind, dann können unbemerkt auch welche verschwinden, denen niemand nachtrauern kann, da er sie nicht kennengelernt hat. Oder steckt Absicht dahinter, überhaupt den Normalbürger (!) aus „unserer“ Natur

auszuschließen? Offensichtlich soll er sich mit Buch an seinen hauseigenen Gartenteich zurückziehen, damit die übergeordnete naturnahe Landschaft mit der Vielzahl an Biotopen anderen Interessengruppen zur Verfügung steht.

Offensichtlich stören auch die Schützer dieser Landschaftsteile, die Naturschutzbeauftragten der Behörden, die eine Kontrollfunktion etwa bei Nutzungsansprüchen zu erfüllen haben. Denn diese werden durch eine Flut von Gesetzen und Verordnungen am Schreibtisch festgehalten, anstatt vor Ort die Veränderungen wahrzunehmen und dann nötigenfalls diesen Einhalt zu gebieten. Akten-schränke füllen sich mit Vorgängen wie benannten und gekennzeichneten, in einem Haltungsbuch vermerkten geschützten Tieren, Schildkröten, Ziervögeln, Eidechsen, Schlangen, die von Rechts wegen mit einer Nummer zu versehen sind, die sie im Käfig oder Terrarium mit sich herumschleppen müßten. Sollte dies bei diesen sogar Nachwuchs einstellen, so darf dieser nicht weitergegeben werden. Eine Genehmigung ist kaum zu erhalten, es bleibt nur die Trennung der Elterntiere und die Einzelhaft, dies unter der Prämisse der naturnahen Haltung! Ebenso ist die Mitnahme eines toten Singvogels am Straßenrand verboten nach der Devise: 'Hände weg von der Natur!'

Wann endlich werden wir auf Katastrophen reagieren? Vermutlich werden wir die Letzten sein, die reagieren könnten, da Nachfolgenerationen aufgrund fehlender Ausbildung und umgeleiteter Ausbildungsschwerpunkte die Einbußen im Naturhaushalt, die fehlende Dynamik im System, die paradoxerweise zum stabilen Naturhaushalt gehört, und deren Veränderungen nicht mehr wahrnehmen oder deuten können.

Das Kapital des Menschen ist sein Wissen; es erscheint notwendig, auf das Wissen um unsere Natur besonders einzugehen und sich nicht immer weiter davon zu entfernen. Daß diese Wissensvermittlung zudem noch besonders Spaß machen kann, auch in einer Zeit, in der Arten- und biologische Kenntnisse einem aussterbenden und verachteten Wissenschaftszweig angehören, sollte ins Bewußtsein zurückkehren. Das Wissen um unsere Natur, das Begreifen von Zusammenhängen in der Natur, d.h. die intensive Beobachtung, ist der beste Naturschutz und seine unbedingte Voraussetzung. Hier muß die Erziehung ansetzen, deren Fundamente in der Schule gelegt sind. Sie sollte Schulabgänger nicht nur als potentielle hochkarätige Biologen (Wissenschaftler), sondern als naturbewußte Bürger entlassen. Dieses grundsätzliche Anliegen sollte bei den Behörden entsprechende Unterstützung finden!

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ernst-Gerhard Burmeister
Graf-Toerring-Straße 8a
8031 Gernlinden

Veranstaltungs- Spiegel der ANL im Jahr 1988 mit den Ergebnissen der Seminare

14. Januar 1988, Freitag
Seminar

Beiträge zur Dorfökologie: Einfriedungen-Hecken, Zäune, Mauern

Teilnehmerkreis: Angehörige der Stadtgartenämter und Flurbereinigungsbehörden, Städte- und Landschaftsplaner, Kreisfachberater, Kommunalpolitiker.

Seminarergebnis:

Plädoyer für Mauerblümchen und Zaungäste

„In manchem Zaun steckt mehr Weisheit als in einem Buch“. Diese Erkenntnis des bekannten schweizer Schriftstellers Gottfried Keller war Inhalt eines Tagesseminars zum Thema: „Hecken, Zäune und Mauern im Dorf“, zu dem die Laufener Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) über neunzig Fachleute der Dorferneuerung, Bau- und Gartenarchitekten, Gartenbaufachberater und -vereinsvorstände auf den Freisinger Domberg eingeladen hatte.

Wer glaubte, das Befassen mit dörflchen Einfriedungen sei doch etwas künstlich oder naturschutzfern, sah sich bald vom Gegenteil überzeugt. Mit deutlichen Worten sprach sich der Biologe Dr. Herbert PREISS von der Naturschutzakademie für die Verwendung standortheimischer Heckenpflanzen wie Hainbuche, Hasel, Wildrose oder Schlehdorn aus, weil auf diese Sträucher eine Fülle von Kleintieren angewiesen sei, die auf anderen Gehölzen nicht existieren können. Den Gärtnern empfahl er deshalb, ihr Sortiment auf die jeweilige natürliche Vegetation ihrer Region abzustimmen.

Dipl.-Ing. Paul WERNER vom Landesamt für Denkmalpflege rühmte die Vielfalt alter Zaunkulturen, die meist leider nur noch auf alten Abbildungen erkennbar sei. Während Hage und Holzeinfriedungen im außeralpinen Raum fast völlig verschwunden seien, böten viele Friedhofsmauern noch eine bemerkenswerte Fülle handwerklicher wie kultureller Ge-

schichte. Derartige Fertigkeiten im Einklang mit der jeweiligen Bautradition wieder zu beheben, war sein Anliegen.

Über die Bedeutung von Zäunen und Mauern als Lebensräume von Insekten referierte Dr. Harald PLACHTER vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz. Er betonte die Funktion von Einfriedungen als Wärme- und Nistplatz, Jagdansitz und Überwinterungsquartier. So sind in alten Eichenpfählen bis zu vierundfünfzig verschiedene Wildbienen- und andere Hautflüglerarten festgestellt worden. Plachter empfahl deshalb, auf Zaunanstrich und Imprägnierungen zu verzichten. Mauern sollten struktur- und fugenreich belassen werden, ohne harte Vermörtelung oder Verputz aufzutragen.

Dipl.-Ing. Peter POSCHLOD von der Technischen Universität München-Weihenstephan wandte sich gegen die weitverbreitete Feindseligkeit gegenüber allem Flechten- und Moosbewuchs auf Zäunen und Mauern, denen nicht selten aus Unkenntnis mit Dampfstrahlröhren oder Gift zuleibe gerückt wird. Flechten und Moose sind jedoch nicht nur wissenschaftlich interessant, sondern weisen auch als Anzeiger von Luftverunreinigungen auf die Qualität unseres menschlichen Lebensraums hin. Ebenso ist dieser Kleinbewuchs durch sein Staubbindungsvermögen von nicht unbedeutendem siedlungshygienischem Wert.

Der Biologe und Schriftsteller Dr. Michael LOHMANN ging in seinem Vortrag auf Lebensmöglichkeiten höherer Pflanzen und Tiere an Mauern ein. Mauerraute, Mauerpfeffer, Hauswurz und vieles mehr mache zusammen mit entsprechenden Mauerhohlräumen aus Stein gefügte Einfriedungen zu einem gefälligen „Alpinum“, das nicht nur schön sein, sondern auch als Lebensraum für Eidechsen, Blindschleichen, Spinnen oder Grabwespen gelten kann. Statt aus Beton, sollten Gartenmauern wieder aus lockerverbundenem, möglichst regional vorkommenden Gestein errichtet werden.

Abschließend betonte Seminarleiter Dr. Josef HERINGER von der Naturschutzakademie, daß es darauf ankomme, bei Einfriedungen neben dem Abgrenzenden auch das Verbindende zu sehen, zum Nachbarn wie zur Natur. Auch die vielerorts neuerrichteten Lärmschutzmauern sollten nicht als „Brett vor dem Hirn“ Ein- und Aussicht verderben. Mit natürlichen Mitteln wie unregelmäßig geschütteten Erdämmen und Recycling-Steinschichten könne dem Lärmproblem ebenso wirkungsvoll abgeholfen werden. Schließlich gelte es, Bayerns Hage, Hecken, Zäune und Mauern wieder als lebendigen und belebten Teil einer bewußt gestalteten Kultur- und Siedlungslandschaft zu verstehen.

Dr. Josef Heringer, ANL

18.-22. Januar 1988 Laufen

Lehrgang 1.5

„Rechtsfragen des Naturschutzes“

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Überblick über das Bundesnaturschutzgesetz und das Bayerische Naturschutzgesetz; Probleme in der Anwendung der Naturschutzgesetze aus der Sicht des Richters – ausgewählte Verordnungen, Bekanntmachungen und Beispiele der Rechtssprechung zu Naturschutz und Landschaftspflege; Rechtsvorschriften zum Artenschutz und angrenzende Bereiche des Jagd- und Fischereirechts; Rechts- und Verfahrensbeteiligung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Flurbereinigung; Wasserwirtschaft, Straßenbau, Landwirtschaft, Forst, Raumordnung und der Landesplanung und der Erholungsicherung.

18.-22. Januar 1988 Laufen

Lehrgang 3.1

„Naturschutzvermittlung und Argumentationstraining“

Kurzvorträge, praktische Übungen und Diskussionen zu den Themen:

Gruppenarbeit: Naturschutz-Grundlagen; Der Vortrag – Gliederung und Aufbau; Das Statement. Die Besprechung; Die Moderation; Diskussionstechnik; Einwand- und Argumentationstraining; Der Kurzvortrag; Die Verhandlung – Zielsetzung, Taktik, Verhalten; Öffentlichkeitsarbeit. Praktiziert wurde in Rollenspielen mit der Möglichkeit der Selbstbeobachtung und Kontrolle durch Videotechnik an den Themenbeispielen: Ist Naturschutz eine gesellschaftliche Aufgabe? Was ist Naturschutz? Ziele des Naturschutzes, Begründungen des Naturschutzes; Was ist im Naturschutz zu verbessern? Naturschutz in der Stadt (Siedlung und Grün); Die Salzach – Anliegen des Naturschutzes; Wer betreibt Naturschutz? Naturschutz und: Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Jagd, Straßenbau, Wasserbau, Kirchen, Schulen, Verbände, Öffentlichkeitsarbeit, Politik, Flurbereinigung, Hausgarten, öffentliches Grün, Forschung, Werbung, Landesplanung, Chemie, Wissenschaft, Erwachsenenbildung, Zukunft.

25.-29. Januar 1988 Laufen

Lehrgang 3.4

„Artenschutz im Naturschutzvollzug“

für Angehörige der Naturschutzbehörden, der Polizei und der Zollbehörden; Referate und Diskussionen zu den Themen:

Artenschutz – eine Aufgabe unserer Zeit; Rechtsgrundlagen des Artenschutzes; Washingtoner Artenschutzübereinkommen (WA), Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Jagdgesetze, Fischereigesetze, Naturschutz-Ergänzungsgesetz (NatEG); Einführung in die botanische und zoologische Systematik; Ge-

geschützte Pflanzenarten; Geschützte und geschonte Säugetierarten; Geschützte und geschonte Vogelarten; Geschützte Amphibien- und Reptilienarten; Geschützte und geschonte Fischarten; Geschützte wirbellose Tierarten; Der Vollzug der Rechtsvorschriften zum Artenschutz durch die Polizeibehörden; Der Vollzug der Rechtsvorschriften zum Artenschutz durch die Naturschutzbehörden; Regelungen des unmittelbaren Zugriffs auf geschützte bzw. geschonte Arten im Naturschutz-, Jagd- und Fischereirecht; Ein- und Ausfuhr, Nachweispflicht, Beschlagnahme und Einziehung bei geschützten und geschonten Arten; Fallbeispiele zum Vollzug des Artenschutzrechts; Übungen im Erkennen geschützter Arten oder von aus ihnen hergestellten Erzeugnissen; Exkursion zur Thematik.

27./28. Januar 1988 Würzburg-Höchberg Kolloquium
Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner
Ergebnis der Kolloquiums:

Landwirte und Landschaftsgärtner sind seit jeher in ihrem Berufsfeld landschaftsprägend, -gestaltend und -pflegend tätig. Während jedoch „Pflegetätigkeiten“ durch die Landwirtschaft sich bisher als Nebeneffekt einer Landbewirtschaftung ergaben, sind gärtnerisch-landschaftspflegerische Leistungen aktive Gestaltungsmaßnahmen gewesen. Im Zeitalter eines steigenden Umweltbewußtseins in der Bevölkerung, im Rahmen zunehmender Probleme im agrarstrukturellen und -politischen Bereich werden sowohl die Siedlungsbereiche als auch die freie Landschaft künftig unter neuen Wertvorstellungen bezüglich landschaftspflegerischer Maßnahmen zu betrachten sein. Aus diesem Grund hatte die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege rund 30 Wissenschaftler und Fachleute aus den einschlägigen Ressorts zu einem Expertengespräch nach Würzburg eingeladen.

Akademie-Direktor Dr. Wolfgang ZIELONKOWSKI betonte in seinen Einführungsworten, daß das Gespräch als Orientierungshilfe für die Zukunft gesehen werden solle, dem weitere Fachgespräche zu ausgewählten Detailfragen in Diskussions- und Gesprächsrunden folgen sollten. Die Initiative zu diesem ersten Zusammentreffen sei gleichermaßen auf Seiten der Landwirtschaft als auch des Gartenbaus zu suchen.

Landrat Dr. Georg SCHREYER aus Würzburg wies in seiner Begrüßung auf die Dringlichkeit eines solchen Kolloquiums hin, da das Problem der Landschaftspflege allmählich die personelle und finanzielle Kapazität des Landkreises übersteige.

Den „Problemkreis Landschaftspflege“ erläuterte der Biologe Alfred RINGLER

vom Alpeninstitut München in seinen Ausführungen. Heute sei eine starke Zersplitterung und Verinselung schutzwürdiger Flächen zu beobachten. Als eines der wichtigsten Grundgerüste unserer Kulturlandschaft bezeichnete Ringler das Fließgewässer- und Feuchtachsensystem. Hier seien von Natur aus noch zusammenhängende Strukturen gegeben, die als Grundstruktur zu einem neuen Biotopverbundsystem Verwendung finden sollten. Wichtig sei es, die betroffenen Grundstücksbesitzer vom Landwirt bis zum Schäfer oder Imker partnerschaftlich pflegemäßig einzubeziehen, um zusammen mit der staatlichen Wasserwirtschaft und anderen Institutionen das vorhandene Verbundnetz wieder zu aktivieren. Bereiche ohne Nutzung, extensiv genutzte und traditionell genutzte Bereiche vom feuchten bis zum trockenen oder bewaldeten Standort könnten in solchen Landschaftspflege-Modellen berücksichtigt werden.

Pfleglicher Umgang mit dem Naturhaushalt bedeutet hinsichtlich der Grünlandnutzung eine Anpassung der Zahl der Tiere und der Beweidungsintensität an den jeweiligen Standort. Prof. Dr. Walter KÜHBAUCH von der Universität Bonn stellte in seinen Ausführungen die weite Palette unterschiedlicher Grünlandstandorte heraus. Eine naturhaushaltskonforme Nutzung müsse den Abgleich von Düngungsaufwand und Nutzungsintensität berücksichtigen, um auf der einen Seite Nährstoffausträge in das Grundwasser zu verhindern, andererseits aber auch eine Lückigkeit mit nachfolgender „Verunkrautung“ der Grünlandflächen zu vermeiden. Nährstoffreiche und nährstoffarme Standorte zeigen bei einer Extensivierung völlig unterschiedliche Wirkungen. Neben der Berücksichtigung des Standorts seien jedoch alle Möglichkeiten und Grenzen einer Extensivierung stark von den agrarpolitischen Rahmenbedingungen abhängig, die diese Entwicklungen hervorgerufen haben.

Rund 36000 Hektar Straßenbegleitgrün und mehrere tausend Kilometer Gewässerufer sind von Seiten des staatlichen Straßenbaus und der Wasserwirtschaft zu unterhalten. Wie Ministerialrat Lothar SCHULTZ-PERNICE von der Obersten Baubehörde ausführte, sind bisher Pflegearbeiten weitgehend von eigenem Personal durchgeführt worden. Vor allem beim Straßenbau stelle die Grünflächenpflege eine Ausgleichsarbeit für die am Winterdienst orientierte Personalausstattung dar. Bisher seien kaum Pflegearbeiten an Gartenbauunternehmen oder Landwirte vergeben worden. Schwierigkeiten erwüchsen zunehmend aus der Verwertung des Schnittgutes. Derzeit experimentiere man mit Deponie und Kompostierung.

Nach Aussage von Dr. Anton GRIMM vom Kuratorium der Bayerischen Maschinen- und Betriebshilfsringe in Mün-

chen stellen die Maschinenringe ideale Instrumente zur Landschaftspflege dar. Einwänden, daß Maschinenhilfsringe als landwirtschaftliche Selbsthilfe-Organisationen geschaffen worden wären, begegnete der Referent damit, daß Aufträge zu Landschaftspflegearbeiten letztlich auch Selbsthilfe im Sinne des Zuerwerbs darstellen würden. Als eingetragene Vereine schließen die Maschinenringe jedoch keine eigenen Verträge für Pflegemaßnahmen ab, sondern vermitteln höchstens an interessierte Landwirte weiter. Klargestellt wurde, daß bei der Ausübung von reinen Auftragspflegearbeiten, z.B. an Straßenböschungen, es sich um keine landwirtschaftliche, sondern um eine gewerbliche Tätigkeit handle, die auch vom Landwirt entsprechend angemeldet sein müsse.

Die landschaftspflegerischen Anforderungen und Leistungen im innerstädtischen Bereich schilderte Stadtgarten-Direktor Wolfgang ZIMMERMANN aus München. Die ca. 3600 Hektar städtischen Grünflächen weisen eine sehr breite Streuung von intensiv genutzten Grünanlagen bis zu großräumigen Grünzügen mit einer landwirtschaftlichen Nutzung auf. Während die Pflege der innerstädtischen Grünanlagen überwiegend durch städtisches Personal vorgenommen wird, sei man zur Pflege der regionalen Grünzüge unbedingt auf die Mithilfe bzw. die Nutzung durch Landwirte angewiesen. Rund 30 Hektar Streuwiesen werden in Pflegeverträgen durch Gartenbauunternehmen offengehalten. Ein Problem der landwirtschaftlichen Nutzungsfähigkeit sei das ständige Betreten und Hinterlassen von Abfällen durch Erholungssuchende. Probleme stellen auch hier die Verwertung von rund 80000 m³ Schnittgut dar.

Viele unserer schönsten Kulturlandschaften sind nicht nach Plan entstanden, sondern evolutionäre kulturelle Leistungen, wie Prof. Dr. Wolfgang HABER von der Techn. Universität München in Weihenstephan erläuterte. Die fachlichen Anforderungen an landschaftspflegerische Leistungen seien daher auch nicht ohne weiteres per Plan diktiert. Auch gehörten zu einer entsprechenden Pflege Belange des Boden- und Wasserschutzes als Zeichen eines pfleglichen Umgangs mit Natur und Landschaft als Grundlage der landwirtschaftlichen Produktion. So gesehen müsse Landschaftspflege mehr sein als reine Pflegetätigkeit an Objekten.

Das Landschaftsbild, das häufig als Kriterium für die Pflege herangezogen werde, sei letztlich nur eine Auswirkung der Nutzung. Obwohl hierzu eine Bewertung äußerst schwierig sei, könne jedoch die jeweils typische Landschaftsstruktur eines Naturraumes definiert werden. Allerdings können trotz vorgeschriebener Pflegemaßnahmen bei einer Weiterentwicklung der Landschaft nur sehr selten alle landschaftsbestimmenden Strukturen

erhalten werden. So gesehen könne es auch keine definitiven zusammenhängenden und schlüssigen Konzepte für die Behandlung stillgelegter landwirtschaftlicher Nutzflächen geben. Wichtigstes Kriterium sei jedoch die Pflege und Sicherung der Regelkreisläufe im Naturhaushalt, die nicht an bestimmte Schutzgebietsgrenzen gebunden seien, sondern überall Gültigkeit hätten.

Für den Bayer. Bauernverband stellte Georg WIMMER das wachsende Problem der nicht mehr genutzten landwirtschaftlichen Flächen heraus. Dem Bauernverband gehe es bei allen Aspekten der Landschaftspflege ganz eindeutig um die Erschließung einer zusätzlichen Einkommensquelle für die Landwirte. Als sehr wichtig bezeichnete der Referent in diesem Zusammenhang die fachliche Weiterbildung der Landwirte in Sachen Landschaftspflege. Ökologische Grundkenntnisse über die Bedeutung bestimmter Biotope und eine entsprechende Fortbildung in Landschaftspflege seien hier unbedingt notwendig. Wichtig sei auch eine eindeutige steuerliche und rechtliche Regelung bei der Übernahme von Pflegemaßnahmen durch Landwirte. Die Bedeutung solcher Regelungen unterstrich auch Jörg SEIDENSPINNER aus Stuttgart als Vorsitzender des Garten-, Landschafts- und Sportplatzbaus Baden-Württemberg. Als kritisch sehe er insbesondere das „Eindringen“ der Landwirtschaft in angestammte Arbeitsbereiche des Garten- und Landschaftsbaus an, wie die Pflege von öffentlichen Grünflächen in Gemeinden oder von Erholungseinrichtungen. Hier sei insbesondere auf eine Gleichbehandlung der Verrechnungslöhne hinzuwirken, da in diesem Bereich derzeit zwischen landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Seite Differenzen um über das Dreifache zugunsten der Landwirtschaft auftreten.

Ministerialrat Dr. Gottfried ZEITLER vom Bayerischen Staatsministerium für Wirtschaft und Verkehr sieht in einer intakten Landschaft das Grundkapital für den Aufbau eines Fremdenverkehrs, dessen Bedeutung aus mittelstandspolitischer Sicht am Brutto-Inlandsprodukt durchaus an der Landwirtschaft gemessen werden könne. Dies gelte im übrigen auch für alle Bereiche des Ressourcenschutzes, da die Intaktheit der natürlichen Ressourcen auch immer die Grundlage der verschiedensten Wirtschaftszweige darstelle. Auf landwirtschafts-eigenen Flächen plädierte er für landwirtschaftliche Pflegearbeiten, in den übrigen Bereichen sei zur Erhaltung möglichst vieler landwirtschaftlicher Existenzen eine Pflege durch die Landwirtschaft wünschenswert, allerdings müsse dann streng zwischen gewerblichen und landwirtschaftlichen Leistungen getrennt werden. Prof. Dr. Werner ROTHENBURGER von der Techn. Universität München in Weihenstephan ging in seinen Ausführungen davon aus, daß die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland allein aus finanziellen Gründen nicht pflegbar sei. Dies bedeute bei der Pflege die Bevorzugung „knapper und damit wertvoller Standorte“. Er machte deutlich, daß mit der Intensität der Pflegemaßnahmen auch der Preis ganz beträchtlich steigen werde. Rothenburger forderte daher eine intensive Erprobungsphase, verstärkt öffentliche Gelder für eine solche öffentliche Aufgabe, die Auswahl der Flächen und die Überwachung des Mitteleinsatzes durch Fachleute. Grundsätzlich müßte Landschaftspflege in drei Kategorien betrieben werden, die vom Flächenankauf durch den Staat, über passive Landschaftspflege bei Betriebsstillegungen, bis zur herkömmlichen Pflege reichen müsse. Grundsätzlich sei in landwirtschaftlichen Gebieten auch der Pflege durch Landwirte der Vorzug einzuräumen.

Oberstudienrat Peter LANG von der Landwirtschaftlichen Berufsschule in Ochsenfurt bedauerte, daß landespflege-reiche Inhalte nur in einem sehr groben, allgemeinbildenden Überblick im Lehrfach „Fachtheorie“ abgehandelt werden. Auch in den Fachsparten des Gartenbaus würden zwar Fragen des praktischen Umweltschutzes eine große Rolle spielen, die praktische Landschaftspflege tauche jedoch nur im Unterrichtsplan der Landschaftsgärtner auf.

In diesem Zusammenhang stellte der Landschafts-Architekt Dr. Ing. Hans-Joachim SCHEMEL aus München die Forderung nach einer entsprechenden Weiterbildung der einschlägigen Berufsgruppen in praktischer Landschaftspflege. Der praktisch geschulte Landschaftspfleger müsse in der Lage sein, selbständig die Auswirkungen von Pflegemaßnahmen hinsichtlich Geräteinsatz und Zeitpunkt abzuschätzen. Als Ziel der Fortbildung müsse die selbständige und eigenverantwortliche Durchführung von Pflegemaßnahmen auf der Basis von Pflegeplänen möglich sein.

Zur Frage der Fortbildung von Landwirten in Sachen Landschaftspflege erläuterte Dr. Johann LERMER vom Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, daß derzeit die Zahl der landwirtschaftlichen Lehrlinge rasant im Sinken begriffen sei. Während die bisherige landwirtschaftliche Berufsausbildung in erster Linie auf ökonomisch erfolgreiche Bewirtschaftung eines Betriebes ausgerichtet war, müßten künftig Belange der Landschaftspflege bereits im Rahmen der Ausbildung stärker mitberücksichtigt werden. Wichtig sei es in jedem Fall, auch den Landwirt so auszubilden, daß er in die Lage versetzt werde, selbständig Pflegemaßnahmen anzubieten und abzuwickeln. Die Schlußdiskussion machte deutlich, daß Landschaftspflege nie Einkommensersatz für aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung ausscheidende Betriebe

sein könne. Sowohl für Landwirtschaft wie Gartenbau können sich jedoch ohne großen Konkurrenzdruck entsprechende Betätigungsfelder in beschränktem Umfang und damit auch neue Einkommensfelder ergeben.

Heinrich Krauss, ANL

30./31. Januar und 13./14. Februar 1988 Laufen

Wochenendlehrgänge 3.3

„Naturschutzwacht-Ausbildung“ (in 2 Teilen)

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Was ist Naturschutz, warum brauchen wir Naturschutz? Organisation und Aufgaben der Behörden des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Naturschutz und Landschaftspflege als Aufgabe der Gesellschaft; Lebensräume unserer Landschaften mit ihren Pflanzen- und Tierarten; Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Die Verordnung über die Naturschutzwacht – Inhalte und Ziele; Praktische Naturschutzarbeit anhand von Beispielen; Praktische Anleitung zur Arbeit der Naturschutzwacht; Erfahrungsbericht aus der Tätigkeit einer Naturschutzwacht; Diskussion und Zusammenfassung. Zur Vertiefung diene ein Unterrichtsgang.

1.-5. Februar 1988 Laufen

Lehrgang 3.3

„Naturschutzwacht-Ausbildung“

Referate und Diskussionen: wie bei Veranstaltung 30./31. Jan. u. 13./14. Febr.

8.-12. Februar 1988 Laufen

Lehrgang 3.1

„Naturschutzvermittlung und Argumentationstraining“

Kurzvorträge, praktische Übungen und Diskussionen zu den Themen:

Gruppenarbeit: Naturschutz – Grundlagen; Der Vortrag – Gliederung und Aufbau; Das Statement. Die Besprechung; Die Moderation; Diskussionstechnik; Einwand- und Argumentationstraining; Der Kurzvortrag; Die Verhandlung – Zielsetzung, Taktik, Verhalten; Öffentlichkeitsarbeit. Praktiziert wurde an den Themenbeispielen: Ist Naturschutz eine gesellschaftliche Aufgabe? Was ist Naturschutz? Ziele des Naturschutzes, Begründungen des Naturschutzes; Was ist im Naturschutz zu verbessern? Naturschutz in der Stadt (Siedlung und Grün); Die Salzach – Anliegen des Naturschutzes; Wer betreibt Naturschutz? Naturschutz und : Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Jagd, Straßenbau, Wasserbau, Kirchen, Schulen, Verbände, Öffentlichkeitsarbeit, Politik, Flurbereinigung, Hausgarten, öffentliches Grün, Forschung, Werbung, Landesplanung, Chemie, Wissenschaft, Erwachsenenbildung, Zukunft.

8.-12. Februar 1988 Laufen

Lehrgang 3.4

„Artenschutz im Naturschutzvollzug“

Siehe: wie 25.-29. Jan.

17.-20. Februar 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

Die Verwendung von Gehölzen und Stauden in Natur und Landschaft

in Zusammenarbeit mit dem Bund deutscher Baumschulen (BdB) e.V. in Pinneberg.

Zum Thema:

Lange Zeit stand bei Pflanzungen das äußere Erscheinungsbild wie Wuchsform, Blattfärbung oder Resistenz gegen Klima- und Schädlingseinflüsse im Mittelpunkt bei der Verwendung von Stauden und Gehölzen. Viele heimische Pflanzen wurden als Krankheitsüberträger oder als Giftpflanzen aus der Landschaft und zunehmend auch aus dem Sortiment der Baumschulen verbannt. Der Verlust von Zusammenhängen, gestörte Lebensgemeinschaften, genetische Verfälschungen bei Wildpflanzenarten wurden auch lange Zeit von Fachleuten nicht erkannt. Erst das gestiegene Umweltbewußtsein und ständig neue Kenntnisse über Lebensraumsprüche von Tier- und Pflanzenarten rücken auch die ökologischen Faktoren stärker ins Bewußtsein. Baumschul- und Staudenbetriebe können durch Anzucht und Bereitstellung entsprechenden Pflanzenmaterials, aber auch durch Beratung bei der Pflanzenverwendung wichtige Schlüsselfunktionen übernehmen.

Im Seminar wurde die Problematik bewußtgemacht sowie Lösungsmöglichkeiten diskutiert, wie künftig stärker natürliche Gesetzmäßigkeiten bei der Anlage von Pflanzflächen berücksichtigt werden können.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Ziele und Aufgaben des Naturschutzes; Heimische Stauden und Gehölze – ihre ökologischen Funktionen im Naturhaushalt; Aspekte des Artenschutzes bei der Gehölz- und Staudenverwendung – ausgewählte Beispiele aus der Tier- und Pflanzenwelt. Genetische Fragen bei der Verwendung „genormter“ Baumschulware. Zur Frage der Verwendung heimischen Pflanzgutes im Rahmen von Bauvorhaben (Siedlungs-, Straßen-, Wasserbau); Standortprobleme in künstlichen Ökosystemen; Exkursion; Beitrag der Baumschulen zum Artenschutz; Beschaffung von standortheimischem Pflanzgut; Schlußdiskussion.

18.-21. Februar 1988 Grünberg

Sonderveranstaltung

Naturnahe Gestaltung und Pflege von Grünanlagen

in Zusammenarbeit mit dem Bundesverband Garten-, Landschafts- und Sportplatzbau e.V.

Zum Thema:

„Dorf oder Stadt? – Beides nicht. Aber von beiden die Nachteile.“ So beschreibt der Journalist und Denkmalpfleger WIELAND die Situation zahlloser Neubaugebiete. Wachsende Siedlungen lösen Dörfer, Städte und deren Bewohner aus dem Verbund mit der umgebenden Landschaft. Die Beachtung von Naturbelangen auch innerhalb der bebauten Bereiche erlangt damit eine immer größere Bedeutung. Frei- und Grünflächen müssen zunehmend neben ästhetischen Funktionen auch Belange des Naturschutzes berücksichtigen.

Stadt und Natur sind Begriffe, die im allgemeinen wenig miteinander in Verbindung gebracht werden. Sie sind jedoch keine Gegensätze, wenn man bedenkt, daß nicht nur der Mensch existentiell auf die Natur als Lebensgrundlage angewiesen ist, sondern im Laufe der Siedlungsgeschichte auch eine große Zahl von Pflanzen- und Tierarten ihre Lebensräume innerhalb von Stadtstrukturen gefunden haben.

Das Seminarthema wandte sich an Landschaftsarchitekten und Landschaftsgärtner als die zuständigen Fachleute für Fragen der Freiflächengestaltung. Im Seminar wurden Möglichkeiten und Formen naturbewußter Planung, Anlage und Pflege innerörtlicher Freiflächen und Grünstrukturen vorgestellt und diskutiert.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Naturschutz: Grundlagen – Ziele – Argumente; Siedlung als Lebensraum; Gehölzpflanzungen im Siedlungsbereich – Anlage und Pflege; Totholz als Lebensraum; Apotheke der Baumsanierung; Boden als Lebensraum; Wege, Mauern, Treppen – Anlage und Gestaltung unter Naturschutzaspekten; Trockenbiotope als Lebensräume; Wasser im Siedlungsbereich – Feuchtbiotope als Lebensräume; Grünflächen im Siedlungsbereich – Anlage und Pflege; Kulturlandschaftliche Aspekte der Pflanzenverwendung; Schlußdiskussion.

20./21. Februar 1988 Vagen

Lehrgang 1.4

„Naturschutz im Garten“

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Der Garten als Ökosystem. Boden und Wasser im Garten; Wildpflanzen und -tiere im Garten; Naturschutz fängt im eigenen Garten an – Schwerpunkt: Hecken, Zäune, Mauern; Grundlagen der Planung, Anlage und Pflege von Gärten. Exkursion zur Thematik im Gemeindebereich Vagen.

22. Februar 1988 Pappenheim

Sonderveranstaltung

Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988

in Zusammenarbeit mit dem Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V.

Seminarergebnis:

Extensivierung der Land- und Forstwirtschaft gefordert

Eine ständig intensiver betriebene Land- und Forstwirtschaft, verbunden mit einem flächendeckenden Eintrag von Stickstoffverbindungen über die Luft, sind die Hauptursachen des derzeit zu beobachtenden Rückgangs von Pflanzen- und Tierarten. Daß davon sogar Vogelarten wie der zu den Spechten gehörende Wendehals betroffen sind, zeigte sich bei einem Seminar zum Vogel des Jahres 1988, veranstaltet von der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) und dem Landesbund für Vogelschutz (LBV) im Rahmen des Europäischen Umweltjahres.

Wie Ludwig SOTHMANN (LBV) und Johann SCHREINER (ANL), die Leiter der Veranstaltung in Pappenheim, Lkr. Weißenburg-Gunzenhausen, vor den mehr als 100 Teilnehmern betonten, ist es damit gelungen, ein zentrales Naturschutzproblem zu personalisieren.

Dr. Erwin SCHERNER, Biologe aus Butjadingen-Tossens, zeigte, daß der Wendehals, der seinen Namen von einer ihm eigenen Kopfbewegung hat, fast ausschließlich von kleinen Wiesen- und Wegameisen, vor allem der Gattung *Lasius* lebt. Diese legen ihre Bauten nur dort an, wo viel Sonne durch magere, schütterere Vegetationsbestände den Boden erreicht und erwärmt. Äcker, geteerte Wege, fette Wiesen, mit Grasfilz bedeckte ungenutzte Flächen und dichte, dunkle Wälder entziehen den genannten Ameisen und damit auch dem Wendehals die Existenzgrundlagen.

Dr. Wolfgang SCHERZINGER von der Nationalparkverwaltung Bayer. Wald ergänzte diese Feststellung damit, daß alle Spechtarten möglichst natürliche Wälder mit hohem Totholzanteil bräuchten. Der Wendehals, als primärer Bewohner von Baumsavannen, bevorzuge zudem lichte Bestände. Eine intensiv betriebene Forstwirtschaft, die einen möglichst hohen Holzvorrat bei möglichst geringen Umtriebszeiten zum Ziel hat, kann die Lebensbedingungen für Spechte und viele andere waldtypische Tierarten nicht gewährleisten. Hinzu kommt noch, daß Ersatzlebensräume in der Kulturlandschaft mit alten, morschen, höhlenreichen Altbäumen, umgeben von magerer Wiesenvegetation, immer seltener zu finden sind.

Prof. Dr. Josef REICHHOLF von der Zoologischen Staatssammlung, München, münzte diese Erkenntnisse in die Forderung um, die Extensivierung der Nutzung in der Land- und Forstwirtschaft zu fördern und gleichzeitig aktive Maßnahmen zum gezielten Ausmagern von Lebensräumen in der Kulturlandschaft durchzuführen. Welche Methode hierbei

die geeignetste sei, könne nicht generell gesagt werden, sondern hänge vom jeweiligen Vegetationstyp, vom Boden und vom Grundwasserstand ab.

Auf ein weiteres Problem im Zusammenhang mit dem Rückgang des Wendehalses machte Rolf SCHLENKER von der Vogelwarte Radolfzell aufmerksam. Er legte dar, daß der Wendehals nur 1/3 des Jahres im Brutgebiet verbringt und in der Savannen- und Trockengehölzzone südlich der Sahara überwintert. Dort sei er aber einem hemmungslosen Einsatz von Herbiziden und Insektiziden ausgesetzt.

Johann Schreiner, ANL

22.-26. Februar 1988 Laufen

Lehrgang 2.2

„Ökologie der Lebensräume und Lebensgemeinschaften“

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Stillgewässer; Fließgewässer; Ökologische Forschung in Gebirgsökosystemen am Beispiel Nationalpark Berchtesgaden; Moore und Streuwiesen; Zeigerwerte von Pflanzen: Problematik und Anwendungsmöglichkeiten; Alpine Lebensräume; Trockenrasen, Zwergstrauchheiden; Auwälder. Der Vertiefung der Thematik diene ein Unterrichtsgang sowie eine ganztägige Exkursion durchs Salzachhügelland.

25./26. Februar 1988 Laufen

Kolloquium

Naturschutz im Bündelungsprozeß der Bezirksregierungen

Zum Thema:

Mit der Aufnahme des Umweltschutzes als Staatszielbestimmung in die Bayerische Verfassung ergibt sich in vielen gesellschaftlichen Abwägungsprozessen eine veränderte Situation. Besonders die Bezirksregierungen sind in ihrer Bündelungsfunktion mit einer neuartigen Aufgabenstellung konfrontiert. Ziel des Kolloquiums war es, die Inhalte des Naturschutzes in ihrer politischen Tragweite zu analysieren und die Möglichkeiten ihrer Einbeziehung in Entscheidungsprozesse zu erörtern. Die Erarbeitung von Lösungsmöglichkeiten für auftretende Zielkonflikte war dabei ein zentrales Anliegen.

Programmpunkte:

Begrüßung und Einführung (Dr. Zielonkowski); Entwicklung des Naturschutzes als gesellschaftliche Aufgabe; Der Flächenanspruch von Naturschutz (Schreiner). Naturschutzpolitik und Landwirtschaft (Fuchs). Kunsthistorische Führung durch die Laufener Altstadt (Hans Roth). Empfang durch 1. Bürgermeister Johann Dirnberger (Stadt Laufen) und Landrat Martin Seidl (Lkr. BGL); gemeinsames Abendessen. Die naturschutzfachlichen Belange in der Umweltverträglichkeitsprüfung (Rainer Berg-

welt); die Mitwirkung von Naturschutzverbänden in Verwaltungsverfahren; Zusammenfassung der Ergebnisse (Dr. Heinrich Greiner).

27./28. Februar 1988 Laufen

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Die Arbeit der Naturschutzwacht und ihre Probleme; Anleitung zum psychologisch richtigen Umgang mit Menschen; Der Naturschutzwächter als ortskundiger Sachkenner seines Einsatzgebietes; Lebensräume unserer Landschaften, ihre Tier- und Pflanzenwelt; Neuere Rechts- und Verwaltungsvorschriften in Naturschutz und Landschaftspflege.

29. Februar - 4. März 1988 Laufen

Lehrgang 2.3

„Struktur und Funktion von Ökosystemen“

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Energiefluß und Stoffkreisläufe in Ökosystemen; Belastbarkeit und Stabilität von Ökosystemen; Sukzession und Evolution von Ökosystemen; Die Rolle von Arten in Ökosystemen; Grundlagen der Gewässerökologie; Pflanzen als Bioindikatoren. Inhalte und Ergebnisse der Inselbiogeographie; Darstellung kybernetischer Systeme am Beispiel eines Szenarios Waldsterben; Exkursion zum Nationalpark Berchtesgaden; Zur Ökologie eines Flußsystems am Beispiel der Salzach.

29. Febr. - 4. März 1988 Laufen

Lehrgang 3.1

„Naturschutzvermittlung und Argumentationstraining“

Programmpunkte: wie 8.-12. Febr.

4./5. März 1988 Altötting

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Programmpunkte: wie 27./28. Febr.

5./6. März und 19./20. März 1988, Kulmbach

Lehrgang 3.3 (in 2 Teilen)

„Ausbildungslehrgang zur Naturschutzwacht“

Programmpunkte: wie 30./31. Jan. u. 13./14. Febr.

7.-11. März 1988 Laufen

Lehrgang 2.2

„Ökologie der Lebensräume und Lebensgemeinschaften“

Referate, Unterrichtsgang, Exkursion und Diskussionen zu den Themen:

Stillgewässer; Fließgewässer; Ökologische Forschung in Gebirgsökosystemen am Beispiel Nationalpark Berchtesgaden; Moore u. Streuwiesen. Zeigerwerte von Pflanzen: Problematik und Anwendungsmöglichkeiten; Alpine Lebensräu-

me; Trockenrasen; Zwergstrauchheiden; Auen; Lebensräume unserer Kulturlandschaft – eine Zusammenschau.

14.-18. März 1988 Laufen

Lehrgang 2.3

„Struktur und Funktion von Ökosystemen“

Programmpunkte: wie 29. Febr. - 4. März

18.-20. März 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

in Zusammenarbeit mit dem Freiwilligen Seenot-Rettungsdienst (FSD)

Zum Thema:

Der Wassersport erfreut sich seit Jahren zunehmender Beliebtheit. Die Grundlage dieser Sportart ist und bleibt das Wasser in der freien Landschaft – Wasser in Gestalt von Naturseen, Stau- und Baggerseen sowie Flüssen.

Wer naturnahe Gewässer in irgendeiner Weise nutzt, muß dafür Sorge tragen, daß sie als Lebensraum für eine vielfältige Pflanzen- und Tierwelt erhalten bleiben. Werden diese Ökosysteme nachhaltig beeinträchtigt, verliert Wasser auch als Sportmedium zunehmend seinen Reiz.

Mit diesem Seminar wollte die Akademie möglichst umfassend über die ökologischen Rahmenbedingungen des Wassersports informieren. Auch sollten die damit verbundenen rechtlichen und planerischen Möglichkeiten und Notwendigkeiten diskutiert werden, damit die mit dieser Sportart verbundenen Menschen sich besser in den ökologischen Kontext einfügen und zu Verbündeten des Naturschutzes am und im Wasser werden können. Darüber hinaus wurden die Aufgaben und Möglichkeiten der aktiven FSD-Mitglieder in ihrem wassersportlichen Umfeld definiert.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Naturschutz als gesellschaftliche Aufgabe; Stillgewässer und ihre ökologischen Bedingungen; Die Tierwelt an und in Gewässern als Teil des Naturhaushaltes; Die Pflanzenwelt der Gewässer und ihre Beeinträchtigungen durch den Erholungsverkehr; Rechtliche Grundlagen des Wassersports – einschlägige Gesetze und Verordnungen und deren Vollzug; Aufgaben und Möglichkeiten der FSD beim Gewässerschutz (Gemeinsame Erarbeitung). Erläuterung zur „Seeuferuntersuchung in Bayern“ und Umsetzung der Ergebnisse in die Wassersportpraxis; Zusammenfassung und Empfehlungen.

21.-25. März 1988 Laufen

Lehrgang 3.1

„Naturschutzvermittlung und Argumentationstraining“

Programmpunkte: wie 18.-22. Jan.

24./25. März 1988 Laufen

Sonderveranstaltung
in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen
Staatsministerium für Landesentwicklung
und Umweltfragen

Meinungsaustausch zwischen den höheren Naturschutzbehörden und dem Bayerischen Bauernverband

Themen:

Programme des Naturschutzes und der Landschaftspflege mit der Landwirtschaft (Abgrenzung Naturschutzprogramme und Kulturlandschaftsprogramme, Information über neue Programme, Rückumwandlung von Ackerflächen in Grünland); Landschaftspflege (Landschaftspflegeverbände, Landschaftspflegegerichte); Landschaftsplanung in den Gemeinden; Verschiedenes (u. a. Anhörung Grundeigentümer bei Schutzgebietsverfahren, Grundsteuerbefreiung für Grundbesitz zu Naturschutzzwecken).

24.-26. März 1988 Augsburg

Internationales Symposium
„Greifvogelschutz“

Seminarergebnis:

Greifvögel – Edle Wappentiere oder hinterlistige Räuber?

Vom 24. bis 26. März 1988 veranstalteten die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen, und der Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. in Augsburg ein Internationales Symposium „Greifvogelschutz“. Mehr als 200 Teilnehmer und Referenten aus 6 europäischen Ländern diskutierten über biologische und rechtliche Hintergründe zur Gefährdung der Greife sowie über Schutzmaßnahmen und -strategien, die, wie Umweltminister Alfred Dick in seiner Begrüßungsrede betonte, nicht an Ländergrenzen haltmachen dürften.

Dr. Einhard BEZZEL, Leiter des Instituts für Vogelkunde in Garmisch-Partenkirchen, zog ein Resümee der Tagung: Greifvögel stellen nur einen winzigen Bruchteil der unüberschaubaren Vielfalt des Lebens. Sie sind zwar besonders auffällige Gestalten, sicher aber für die Gesamtheit des Lebens auf der Erde nur von untergeordneter Bedeutung. Hat sich also ein internationales Symposium den Luxus geleistet, sich angesichts der uns alle bedrängenden Naturschutzprobleme einseitig mit nur einige Naturliebhaber faszinierenden Facetten zu beschäftigen? Mit Sicherheit nicht! Das wichtigste allgemeine Ergebnis dieser Tagung war, daß eben auch Greifvögel nicht isoliert von anderen Problemen der Erhaltung des Lebens zu betrachten sind und sich in ihnen als Spitzenglieder von Nahrungsketten, aber auch als Symbolfiguren, vielfältige Aspekte sowohl im Energiefluß und Stoffkreislauf von Ökosystemen als auch in unserem Umgang mit der Natur integrieren. Folgerichtig hat dieses Symposium sehr unterschiedliche Aspekte zu-

sammengetragen und versucht, Querverbindungen herzustellen. Unter ihnen lassen sich nur einige in einer knappen Zusammenfassung herausgreifen.

1. Emotionen abbauen
– Emotionen nutzen

Immer noch haben wir eine Erblast aufzuarbeiten, denn jahrhundertlang wurden Greifvögel als kühn, tapfer, stark, mächtig und – als böse Räuber gekennzeichnet. Die durch emotionale Schilderungen in Wort und Bild vor allem im volksbildenden Schriftgut des 19. Jhs. aufgewühlten Gefühle haben sich heute, am Ende des 20. Jhs., in unserer Gesellschaft immer noch nicht beruhigt. Unser gestörtes Verhältnis zu den Greifvögeln wie zu anderen „Räubern“ hat auch diese Tagung wie ein roter Faden durchzogen. Im weiteren Umkreis des Tagungsortes werden z.B. jedes Jahr viele Anträge auf Abschluß von Mäusebussarden und das Fangen von Habichten gestellt, weil immer noch unverbesserliche Zeitgenossen glauben, daß tatsächlich durch den Abschluß von ein paar Bussarden dem Niederwild geholfen werden kann. Wenn es irgendeiner Tierart in unserer geschundenen Kulturlandschaft schlecht geht, müssen „Räuber“ als erste ihren Kopf hinhalten. Jäger, Fischer, aber auch manche Naturschützer und nicht zuletzt der oft beschworene mündige Bürger sitzen da einträchtig in einem Boot. Höhepunkt dieser atavistischen Vorstellungen war auf der Tagung ohne Zweifel die Erkenntnis, daß man heute noch in bestimmten Gebieten der Europäischen Gemeinschaft seiner persönlichen Unversehrtheit nicht sicher sein kann, wenn man für den Schutz der Greifvögel eintritt. Nehmen wir aber solche erschütternden Beispiele nicht als Alibi für die sicher wesentlich günstigere Situation hierzulande. Es gibt auch bei uns immer noch genügend Fälle, in denen es nicht nur bei persönlichen Beleidigungen bleibt, wenn man sich für den Schutz von „Räubern“ einsetzt.

Unser Verhältnis zu den Greifvögeln ist durchaus emotional bestimmt und viele haben an dieser Tagung teilgenommen, weil sie sich an den Greifvögeln freuen und gewissermaßen ein persönliches Verhältnis zu manchen Arten haben. Nützen wir die Emotionen für den Schutz der Greifvögel. Ethische und ästhetische Motive sind nicht die schlechtesten Triebfedern des Artenschutzes!

2. Gesetzliche Bestimmungen
und ihr Vollzug

Wie unzureichend trotz internationaler Vereinbarungen immer noch das gesetzliche Instumentarium zum Schutz der Greifvögel und mit ihnen zum Schutz der Natur ist, haben mehrere Referate eindrücklich dargestellt. Unzureichend ist dieser gesetzliche Schutz nicht nur, weil viele Vorschriften noch Lücken haben und vor allem sehr viele Ausnahmerege-

lungen bestehen. Manche Details sind auch deshalb unbefriedigend, weil es Gesetzgebern und Juristen häufig noch am Verständnis fehlt, das Notwendige in klare Worte zu fassen. Hier ist bessere Verständigung zwischen Greifvogelexperten und Juristen gefordert; man kann sich gegenseitig helfen.

Vieles, was auf dem Papier steht, ist trotz ungünstiger Wortwahl der hier gescholtenen Juristen eigentlich gar nicht so schlecht. Es fehlt aber noch an der Durchsetzung. Ohne Aufklärung und Information der Öffentlichkeit kann sinnvoller Greifvogelschutz nicht betrieben werden. Eine nicht zu unterschätzende Bedeutung dieser Tagung liegt auch darin, die Öffentlichkeit nachdrücklich auf brennende Probleme aufmerksam zu machen und allen Teilnehmern neue Impulse für Öffentlichkeitsarbeit zu geben.

3. Forschung als Grundlage des Greifvogelschutzes

Warum wurden auch auf dieser Tagung wieder Themen diskutiert, die im Vogel- und Naturschutz seit vielen Jahrzehnten auf der Tagesordnung stehen? Dies hängt sicher auch damit zusammen, daß selbst Experten über viele entscheidende Fragen der Lebensweise der Greifvögel noch unzureichend informiert sind und nur unbefriedigend Auskunft geben können.

Moderne Forschung zur Vertiefung unseres Verständnisses, das sich nicht nur im engen Sinn auf die Lebensgeschichte einzelner Greifvogelarten beschränkt, sondern Zusammenhänge klärt, kann auf umfassende Planung, modernste Technik und ausgeklügelte Statistik nicht verzichten. Es ist nicht damit getan, einfach mit dem Feldstecher bewaffnet hinauszulaufen und zu beobachten. Die Öffentlichkeit muß endlich einmal registrieren, daß Natur viel komplizierter ist, als gemeinhin angenommen wird und mit den vier Grundrechnungsarten der Hauptschule entscheidende Fragen nicht zu klären sind. Kleinflugzeug, komplizierte Sendeanlagen und Computer mit multivariaten Statistikprogrammen sind Voraussetzung für Grundlagenforschung wie für angewandte Untersuchungen. Dies wurde uns in einigen Referaten eindrucksvoll nahegebracht.

Hierzulande ist Greifvogelforschung unterentwickelt. Wir sind nicht einmal in der Lage, die aktuelle Populationsgröße seltener Arten, wie etwa die des Steinadlers in den bayerischen Alpen (den Gesamtbestand der Bundesrepublik!) zu ermitteln, geschweige denn für eine ständige Überwachung und Kontrolle des Bestandes zu sorgen. Immer noch bestehen völlig irriige Vorstellungen über den komplizierten Fragenkomplex der Bestandsregulation. Viele auch als gebildet geltende Menschen meinen, Greifvögel benötigen einen Überregulator, nämlich uns, um auch unter den Lebensbedingungen der heutigen Kulturlandschaft ange-

paße Bestände zu erhalten. Bei vielen Arten geschieht die Regulation aber z.B. über geringe Reproduktionsraten. Diese Strategie der Natur rächt sich katastrophal, wenn unbedacht Eingriffe vorgenommen oder auch nur ein paar Individuen illegal abgeschossen werden. Greifvogelforschung muß intensiviert werden zum Wohle der gesamten Natur. Ansätze dazu hat diese Tagung aufgezeigt.

4. Greifvögel und Erhaltung der Landschaft

Einige Beiträge dieser Tagung haben überzeugend dargetan, daß der Naturschutz nicht nur den Adler, den Bussard oder den Habicht sieht, wie von manchen Kritikern vorgehalten wird. Greifvögel sind Bestandteile der Landschaft und eingebunden in das Zusammenleben von Pflanze und Tier. Aus der gerade brennenden Frage des internationalen Naturschutzes, ob es gelingt, die Lebensqualität der Alpen für den Menschen zu erhalten, darf z.B. auch der Steinadler nicht ausgeklammert werden. In ihm laufen viele Entwicklungen zusammen; die Erhaltung eines stabilen Bestandes bedeutet auch die Erhaltung alpiner Lebensräume. Landschaftspflege und Naturschutz haben also mit dem Greifvogelschutz sehr viel zu tun. Allgemeine Probleme des Umweltschutzes spielten auf dieser Tagung daher zu Recht eine große Rolle. Greifvogelschützer bilden keinen Club, der sich nur um ein paar schöne Vögel kümmert.

5. Annäherung und Auseinandersetzung

Referenten und Zuhörer an diesem Symposium kamen aus ganz unterschiedlichen Richtungen. Wissenschaftler haben besucht, aus ihrem Elfenbeinturm herauszusteigen. Begeisterte Beobachter und Züchter von Greifvögeln artikulierten ihre persönlichen Meinungen. Naturschützer, an der vordersten Front in ständige Auseinandersetzungen mit dem Unverständnis der Öffentlichkeit verwickelt, trugen ihre Probleme vor und fanden vielleicht auch Unterstützung ihrer mühevollen Arbeit. Juristen und Behördenvertreter konnten Probleme des Vollzuges diskutieren. Die Diskussion zu den Referaten, aber auch am Rande der Veranstaltung in kleinen Gruppen, war lebhaft und vielseitig. Der Kenner konnte Vertreter verschiedenster Ansichten eifrig miteinander diskutieren sehen.

Nicht immer stimmte man miteinander überein. Das ist nicht nur ein notwendiges Übel. Die fachliche oder wissenschaftliche Diskussion kann nur lebendig bleiben, wenn man gegensätzliche Ansichten austauscht, vielleicht verschiedene Wege einschlägt, aber sich auch wieder von Zeit zu Zeit trifft, um über Erfolge und Mißerfolge zu berichten und Erfahrungen auszutauschen. Einigkeit bestand wohl bei allen Teilnehmern über das generelle Ziel, nämlich der Schutz

der Greifvögel und ihrer Lebensräume als Beitrag zur Erhaltung der Lebensqualität auf diesem Planeten. Die Verantwortung hierfür macht nicht vor politischen Grenzen halt. Internationalität der Veranstalter, der Referenten und des Auditoriums legten ein eindrucksvolles Zeugnis für den Willen ab, weltweite Probleme zu lösen.

Dr. Einhard Bezzel

26./27. März 1988 Bad Neustadt/Saale

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Programmpunkte: wie 27./28. Febr.

11.-15. April 1988 Laufen

Lehrgang 3.2

„Naturschutz im Unterricht

– Baustein 1“

in Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen.

Referate, Diskussionen, Unterrichtsgänge und eine Ganztagesexkursion mit folgenden Themen:

Grundlagen, Ziele und Argumente des Naturschutzes; Aktuelle Boden-, Wasser-, Luftprobleme; Gefährdete und geschützte Pflanzen und Tiere und ihre Biotope; Schönheit und Eigenart der Landschaft als Ziel von Naturschutz- und Landschaftspflege; Lebensräume – ihre Pflanzen- u. Tierwelt: Trockenrasen und Zwergstrauchheiden; Wald, Hecken und Gebüsche; Moore und Streuwiesen; Gewässer und Gewässerränder; Exkursion zur Vertiefung und Veranschaulichung der Thematik „Lebensräume und Lebensgemeinschaften“; Umsetzung des Lernzieles „Naturschutz und Landschaftspflege“ in Schule und Unterricht; Anregungen für den Schulgartenunterricht.

11.-15. April 1988 Sportschule Grünwald

Sonderveranstaltung für

Naturschutzwarte im Luftsportverband e.V. Bayern

Referate, Diskussionen und eine Exkursion zu folgenden Themen:

Was ist Naturschutz und warum brauchen wir Naturschutz? Inhalte und Ziele der Verordnung über die Naturschutzwacht; Lebensräume unserer Kulturlandschaft mit ihren Pflanzen- und Tierarten; Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Organisation und Aufgaben der Behörden des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Artenschutz – eine Aufgabe unserer Zeit; Erfahrungsbericht aus der Tätigkeit einer Naturschutzwacht im Hinblick auf die Aufgaben der Luftsportwarte; Standortgerechte Bepflanzung und Pflege des Flugplatzgeländes; Exkursion: vorm. Landeplatz Königsdorf, nachm. Rothener Moore; Vorschläge für natur- und umweltfreundliches Verhalten des Luftsports; Aufgaben und Möglichkeiten des

Luftsportwarte auf dem von ihm betreuten Gelände.

16./17. April 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

„Naturschutz an Stillgewässern“

in Zusammenarbeit mit der Wasserwacht im Bayer. Roten Kreuz

Zum Thema:

Zu den landschaftlich schönsten Teilen unserer bayerischen Heimat zählt die Vielzahl ihrer „blauen Augen“, ihrer Seen, Teiche, Moorweiher und anderen Stillgewässer. Sie sind sowohl Oasen der Erholung für den Menschen, als auch unverzichtbare Rückzugsgebiete einer typischen Tier- und Pflanzenwelt.

Der Konflikt aus diesen beiden Ansprüchen ist vorprogrammiert: Wie lassen sich Erholungsverkehr und Naturschutz an unseren Badegewässern in Einklang bringen? Welche Aufgaben fallen dabei den mit der Überwachung der Gewässer beauftragten Personen zu?

Das zweitägige Seminar versuchte, Antworten auf diese Fragen zu geben.

Programmpunkte:

Ökologische Bedeutung und Gefährdung von Stillgewässern. Exkursion; Erholung und Artenschutz – zwei Ansprüche im Konflikt am Beispiel des Chiemsees; Gewässerränder als schutzwürdige Lebensräume.

16./17. April 1988 Eichstätt

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Referate und Diskussionen: wie 27./28. Febr.

16./17. April

und 6./7. Mai 1988 Straubing

Lehrgang 3.3 (in 2 Teilen)

„Ausbildung zur Naturschutzwacht“

Referate, Diskussionen und Unterrichtsgang zu den Themen: wie 30./31. Jan. u. 13./14. Febr.

18.-22. April 1988 Laufen

Lehrgang 1.3

„Naturschutz und Landschaftspflege in Dorf und Stadt“

Referate, Diskussionen, Exkursionen und Planspiele in Arbeitsgruppen zu den Themen:

Dorf und Stadt als Lebensraum; Planungen im Siedlungsbereich: Die Bauleitplanung mit Landschafts- und Grünordnungsplan; Stadtbiotopkartierung – Aufgaben, Ziele, Inhalte; Tiere und Pflanzen im Siedlungsbereich – Sicherung und Neuschaffung von Lebensräumen; Exkursion: Beispiele ländlicher und städtischer Siedlungsstrukturen; Anlage und Pflege von Gärten und öffentlichen Grünanlagen; Grundzüge der Dorferneuerung; Planspiel in 3 Varianten mit einem vorbereitenden Rundgang durch Laufen und Erörterung der Problematik vor Ort; Erarbeiten von Text- und Grafikentwürfen; Besprechung der Planspielergebnisse.

25.-29. April 1988 Laufen

Lehrgang 1.1

„Naturschutz: Grundlagen, Ziele, Argumente“

Referate, Diskussionen und Exkursionen zu den Themen:

Was ist Naturschutz und warum brauchen wir Naturschutz? Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; die Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen: Pflanzen und Tiere; Bedrohte Arten und ihre Lebensräume; Grundzüge der Landschaftspflege; zwei Halbtagesexkursionen; Die Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen: Boden, Wasser, Luft; Naturschutz und Landschaftspflege als Aufgabe der Gesellschaft.

25.-29. April 1988 Laufen

Praktikum 4.5

„Ökologie“

Referate, Exkursionen u. Laborarbeit zu den Themen:

Methoden freilandökologischer Untersuchungen (Einführung mit praktischen Übungen); Ökologische Untersuchungen in den Lebensräumen „Wald“, „Moor“, „Fließgewässer“; Auswertung von Daten und gesammeltem Material – Besprechung der Ergebnisse im Blick auf die Naturschutzarbeit.

2.-6. Mai 1988 Laufen

Praktikum 4.5

„Ökologie“

Programm: wie 25.-29. April

5. Mai 1988 Traunstein

Sonderveranstaltung

„Kinder begreifen Natur“

in Zusammenarbeit mit dem katholischen Kreisbildungswerk Traunstein

Zum Thema:

Naturschutz kraft Gesetz verordnet, führt zwangsläufig – wie bei anderen Gesetzen auch – eher zu Widerspruch als zu Verständnis für diese Gesetzesmaßnahme. Ohne Verständnis für die Belange des Naturschutzes und die der Natur schlechthin werden wir wohl kaum eine wesentliche Verbesserung im Vollzug der Naturschutzgesetze erreichen können.

Wo könnte mit dieser Verständnisweckung leichter und einfacher angefangen werden als bei Kindern, bei Mitbürgern, die noch nicht lernen mußten, ständige Kompromisse zwischen Wert- und Preisvorstellungen einzugehen, für die die Wildnis eines unbebauten Grundstücks, einer feuchten Lehmmulde, eines morschen Baumes oder des letzten unverrohrten Wassergrabens wertvoller ist, als die unseren Normen u. Vorstellungen entsprechenden „wertsteigernden“ Eingriffe in diese Bereiche.

Naturerkenntnis beginnt beim Experiment mit dem lebenden Objekt. Wohnumfeld, Kindergarten, Schulumgriff und Spielplatz können bei entsprechender

Gestaltung täglich die Chance bieten, Natur zu erfahren, zu begreifen und mithelfen, Verständnis für die Abläufe im Naturhaushalt aufzubauen.

Im Seminar wurden bisherige Aktivitäten auf diesem Gebiet vorgestellt, Möglichkeiten zur Integration dieser kindlich und gesellschaftlich notwendigen Grundbedürfnisse in unserem Ordnungssystem diskutiert, damit auch unsere oft sterilen, lediglich Gesetznormen und Erwachsenenästhetik entsprechenden Siedlungsfreiflächen wieder eine lebendige, die kindliche Kreativität anregende Umwelt ergeben können.

Programmpunkte:

Begrüßung und Einführung; Grundlagen des Naturschutzes; Natur sehen, Natur erkennen, Natur begreifen – Wege zur Naturbegegnung; Einbringung von Naturschutzbelangen in die konkrete Kindergartenarbeit; Vorstellung von Aktionen zum Naturverständnis.

9.-11. Mai 1988 Laufen

Laufener Ökologie-Symposium

Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD

Inhalt und Ziele:

Naturschutz hat klare zukunftsorientierte Ziele. Naturschutz ist die Gesamtheit der Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Pflanzen und Tieren wildlebender Arten, ihrer Lebensgemeinschaften und der natürlichen Lebensgrundlagen sowie zur Sicherung von Landschaften und Landschaftsteilen unter natürlichen Bedingungen.

Grundlagen des Naturschutzes sind einmal eine subjektive innere Einstellung des Einzelnen und zum anderen objektive wissenschaftliche Erkenntnisse in erster Linie aus dem Bereich der Ökologie. Um die obengenannten Ziele zu erreichen, stellt sich immer dringender die Aufgabe einer naturschutzorientierten ökologischen Forschung, die objektive und/oder problembezogen angelegt sein muß. So werden beispielsweise in einer schnelllebigen Zeit Fragen zur Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes immer vorrangiger. Was aber steht hinter dem Ausdruck „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes“?

Naturschutzorientierte Forschung beinhaltet a priori eine Wertung der Forschungsaufgabe und zielt auf Umsetzbarkeit ab.

Das Symposium hatte die Zielsetzung:

– Erfahrungsaustausch zwischen Personen und Instituten, die wissenschaftlich und forschend auf dem Gebiet der Ökologie oder des Naturschutzes tätig sind.

– Probleme der Wartung und Umsetzbarkeit ökologischer Forschungsergebnisse zu diskutieren und Lösungsvorschläge zu finden.

– Naturschutzbezogene Forschungsergebnisse zu sammeln, neue Forschungsansätze zu finden und Konzepte zu entwickeln.

Themen:

Artenschutz Niederer Pflanzen (Bresinsky); Dispersion und Artenaustausch-Variationen zum Thema: Biotopbewertung (Topp); Naturschutzprobleme und ihre wissenschaftliche Begleitung in Landschaften mit agrarischer Nutzung (Dierßen); Renaturierung von Agrarlandschaften: Begründung, Konzepte, Maßnahmen als Aufgabe ökologischer Naturschutzforschung (Pfadenhauer); Seeufergefährdete Lebensräume spezialisierter Tierarten (Stein); Gibt es funktionelle Eigenschaften zur Charakterisierung und Bewertung von Seen? Limnologische Untersuchungen in Seen des Naturschutzgebietes Seener Seenplatte (Siebeck); Bioindikationsforschung im Ökosystem Weinberg (Kneitz); Konzept zum Monitoring für den Naturschutz im Land Berlin (Fugmann/Janotta).

9. Mai 1988 Gerolzhofen

Seminar

Umsetzung der Landschaftsplanung in der Gemeinde – am Beispiel Gerolzhofen

Zum Thema:

Die Ziele der Landesentwicklung und Raumordnung erfahren ihre konkrete Umsetzung über die Planung der Gemeinde. Mit dem Instrument „Bauleitplanung“ besitzt sie eine äußerst verantwortungsvolle Aufgabe.

Mit der Novellierung des Bayerischen Naturschutzgesetzes hat sich die Stellung der gemeindlichen Landschaftsplanung geändert.

Der Landschaftsplan nimmt als rechtsverbindlicher Bestandteil der Bauleitplanung am gesamten Aufstellungsverfahren und an dessen Rechtswirkungen teil. Die Belange von Naturschutz und Landschaftspflege sind damit fest in den Planungs- und Entwicklungsprozeß einer Gemeinde eingebunden.

Neben der Planaufstellung setzt insbesondere die Realisierung der planerischen Ziele ein großes Engagement von Seiten der Kommunalpolitiker und des Planers voraus.

Ziel des Seminars war es, an einem Fallbeispiel Möglichkeiten und Formen der konkreten Umsetzung der Landschaftsplanung in die Praxis aufzuzeigen.

Programmpunkte:

Begrüßung und Einführung in die Thematik; Aufgaben und Ziele der Landschaftsplanung und ihre Bedeutung für die Gemeindeentwicklung (Krauss); Der Landschaftsplan als Planungsprozeß in der Gemeinde – eine gemeinschaftliche Aufgabe von Bürger, Politiker, Verwaltung und Planer (Ferdinand Betzer, 1. Bm. der Stadtverwaltung Münnerstadt, Vertreter des Bayer. Gemeindetags); Erfahrungen mit dem Landschaftsplan aus kommunalpolitischer Sicht (Franz Stephan, 1. Bm. der Verwaltungsgemeinschaft Gerolzhofen); Die Aufgabe der

Landschaftsplanung aus der Sicht des Landschaftsarchitekten (Irmgard Dietz, freie Landschaftsarchitektin, BDLA, Elfershausen); Beispiele der Umsetzung des Landschaftsplanes (Heinrich Dietz, freier Landschaftsarchitekt, BDLA, Elfershausen); Rundgang zu ausgewählten Planungsbereichen (Leitung: Franz Stephan, Heinrich Dietz, Jürgen Kiefer).

13./14. Mai 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

Unser Lebensraum – naturbewußt gestaltet in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesverband für Gartenbau und Landespflege e.V.

Zum Thema:

Eigentlich könnte man glauben, daß zum Garten längst alles gesagt und geschrieben sei. Schließlich befaßt sich die Menschheit seit Beginn mit diesem besonderen Flecken Erde.

Daß es trotzdem nicht so ist, hängt offensichtlich damit zusammen, daß die Weltanschauung in jeder Epoche einen gewissen Wechsel durchmacht. Das schlägt sich auch in und aus der Sicht des Gartens nieder.

Der Garten von heute dient meist nicht mehr nur der Ernährungssicherung. Es bleibt Spielraum für das Zweckfreie und Spielerische jener Natur, deren empfindlichste Glieder in freier Flur und im Ortsverband drastisch im Schwinden begriffen sind. Indem wir dem spontanen Leben im Garten mehr Entfaltung gewähren, öffnen wir uns den Blick auf eine neue Wesentlichkeit. Sie schließt den „Blick über den Zaun“ auf das Ökosystem unserer Region und darüber hinaus mit ein. Es ist unserer Generation mehr und mehr das Ganze und nicht nur der Garten in die Obhut gegeben. Der Garten Eden wurde dem Menschen übergeben, auf daß er ihn „bebaue, bepflanze und pflege“. Das „Untertan-Machen“ darf nicht zur Schreckensherrschaft des Menschen über die Natur werden.

Das Seminar stellte sich zur Aufgabe, das Wissen und Ge-Wissen für die spezielle wie umfassende Gärtnerei des Menschen bilden zu helfen.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Vom Wesen altpaläolithischer Dörfer (Dr. Josef Heringer). Bürgerschaftliche Aktivitäten für mehr Natur im Wohnumfeld (Horst Schindler); Leitgedanken zur Verwendung von Pflanzen im ländlichen Raum (Martin Noichl); landschaftsbezogene Grüngestaltung im privaten Bereich (Peter Leitzmann). Zäune, Mauern und Hecken als Lebensräume (Dr. Harald Plachter); Möglichkeiten der Renaturierung im Wohnumfeld (Heinz Bühler); Vernetzungsfunktionen von Kleinbiotopen im Ort (Dr. Josef Heringer); Konzepte zur Erhaltung und Neuanlage von Obstwiesen (Dieter Mayerl); Kompost-Bereitung und Möglichkeiten der Ver-

wendung auf Gemeinde- und Landkreisebene (Prof. Dr. Peter Fischer); Erfahrungen mit der Kompost-Bereitung und Verwertung auf Landkreisebene (Volker Herden).

16.-20. Mai 1988 Laufen

Praktikum 4.3

„Artenkenntnis Tiere“

Referate, Exkursionen und Bestimmungsübungen (Schwerpunkt Wirbeltiere):

Systematische Übersicht über das Tierreich sowie Stammesgeschichte, Prinzipien der Evolution, Fachbegriffe.

Die Klassen der Säugetiere, Vögel, Reptilien, Amphibien und Fische (Systematik, Bestimmungsmerkmale, Übungen im Bestimmen von bereitgestelltem Material). Zwei ganztägige Exkursionen: Tiere ausgewählter Lebensräume mit Bestimmung gesammelter Materials; Erstellen systematischer Artenlisten; ökologische Einordnung und Bewertung der Arten und der untersuchten Lebensraumabschnitte nach Naturschutzgesichtspunkten.

Anwendung zoologischer Bestandserhebungen in der Naturschutzpraxis.

16.-20. Mai 1988 Laufen

Praktikum 4.5

„Ökologie“

Referate, praktische Übungen im Labor und Geländearbeit mit folgenden Programmpunkten:

Gewässerökologische Feld- und Labormethoden (Einführung mit praktischen Übungen; Ökologische Untersuchungen in den Lebensräumen „Wald, Moor Fließgewässer“; Auswertung von Daten und gesammeltem Material; Besprechung der Ergebnisse im Blick auf die Naturschutzarbeit.

24.-28. Mai 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

„Studienpraktikum Geländeökologie“

in Zusammenarbeit mit der FH Weihenstephan für Studierende im 8. Semester.

Referate und Übungen:

Allgemeine Einführung und Grundlagen der faunistischen Aufnahmen; Einführung in das Gelände und Gruppeneinteilung; Meßprofile; Fangmethodik und Aufbau der Fallen; Aufbau der Klimameßstationen; Aufnahme von Geländeprofilen in Gruppen (jede Gruppe arbeitete 3 Tage an ihrem Profil, Betreuer wechselten themenbezogen); zusammenfassende Auswertung und Verteilung der Hausaufgaben.

30. Mai - 1. Juni 1988 Laufen

Fremdveranstaltung

ANL war Tagungsort für den Arbeitsausschuß „Forstsaatgut und Forstpflanzgarten“ im KWF.

6.-10. Juni 1988 Laufen

Praktikum 4.5

„Ökologie“

Programmpunkte: wie 16.-20. Mai

6.-15. Juni 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

„Vorbereitung zur Forstwirtschaftsmeisterprüfung“

in Zusammenarbeit mit dem Bayer. Staatsmin. für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten – Bayer. Staatsforstverwaltung

Programmpunkte:

Was ist Naturschutz und wozu brauchen wir Naturschutz? Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Organisation und Aufgabe der Behörden des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Forstwirtschaft und Naturschutz; Natur- und umweltbewußtes Verhalten bei forstlichen Betriebsarbeiten. Exkursion in den Nationalpark Berchtesgaden; Die Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen: Pflanzen und Tiere, Boden – Wasser – Luft; Trockenstandorte; Hecken, Feldgehölze und Waldränder – Bedeutung, Aufbau und Pflege; Geschützte Tiere und Pflanzen in ihren Lebensräumen und forstliche Biotoppflege; Der Wald als Ökosystem und seine Beeinflussung durch Eingriffe des Menschen; Exkursion in den Bergwald; Gewässer und Gewässerränder: Moore und Streuwiesen; Die Gen-Bank der Bayerischen Staatsforstverwaltung – Exkursion zur Samenklänge Laufen. Der Forstwirtschaftsmeister als Ausbilder (Umgang mit Berufsanfängern, Interesse wecken an Zusammenhängen, Anleiten zum naturverständigen Wirtschaften).

11./12. Juni und

25./26. Juni 1988 Grün

Sonderveranstaltung (in 2 Teilen)

„Naturschutzarbeit in der Bergwacht“

in Zusammenarbeit mit der Bergwacht im Bayer. Roten Kreuz

Übersicht der Themen:

Die Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen: Pflanzen, Tiere; Geschützte und gefährdete Pflanzen und Tiere und ihre Biotope; Naturschutz als Aufgabe der Gesellschaft; Organisation des Naturschutzes; Grundzüge der Landschaftspflege; Touristik und Sport.

Die Veranstaltung hatte den Charakter einer Arbeitstagung, auf der die obengenannten Themen vorgetragen und im Anschluß auf ihre Eignung und Umsetzung der Ausbildungsarbeit der Bergwacht diskutiert wurden.

13.-17. Juni 1988 Laufen

Praktikum 4.1

„Einführung in die Artenkenntnis“

Referate, Exkursionen und Bestimmungsübungen zu den Themen:

Einführung in die botanische und zoologische Systematik am Beispiel ausgewähl-

ter Arten; Einführung in die floristischen und zoologischen Bestimmungskriterien mit Beispielen anhand von Bestimmungsbüchern; Ökologische Charakterisierung der Exkursionsziele; Exkursionen zu ausgewählten Lebensgemeinschaften; Bestimmungsübungen am gesammelten Material; Artenschutz – eine Aufgabe unserer Zeit.

14.-16. Juni 1988 Benediktbeuern

Seminar

14. wiss. Seminar zur Landschaftskunde Bayerns

Die Region 17 – Oberland

Inhalte und Ziele:

Angesichts weiter fortschreitender Umweltbelastungen erweist es sich immer notwendiger, ökologische Belange in allen Wirtschaftsbereichen und auf dem politischen Sektor besser durchzusetzen. Das kann nur erreicht werden durch Kenntnis und Berücksichtigung der natürlichen Lebensgrundlagen einschließlich der Tier- und Pflanzenwelt.

Ziel dieses Seminars war es, die Vielfalt der Naturausstattung, wie geologischer Untergrund, Bodenverhältnisse, Vegetationsgefüge, Gewässer und Tierwelt in der Region, vorzustellen, die unterschiedlichen Ansprüche des Menschen an die Landschaft und dabei auftretende Nutzungskonflikte aufzuzeigen, die ökologischen und sozioökonomischen Verflechtungen herauszuarbeiten sowie die Probleme, welche sich bei den raumbedeutsamen Planungen ergeben, zu beleuchten.

Die Aufgaben der Regionalplanung erfordern eine ständige Abstimmung zwischen verschiedenen Fachgremien und Planungsträgern und eine Gesamtschau der Probleme. Das hierzu erwünschte Engagement der Beteiligten erwächst aus einem verstärkten Regionsbewußtsein, das zu fördern ebenso in der Absicht der wissenschaftlichen Seminare zur Landschaftskunde Bayerns steht.

Seminarergebnis:

Jeder Quadratmeter der Region hat besondere Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege

Dies war eine der Kernaussagen eines wissenschaftlichen Seminars zur Landschaftskunde Bayerns, das von der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege im Kloster Benediktbeuern (Lkr. Bad Tölz-Wolfratshausen) veranstaltet wurde.

Rund 40 Vertreter der in der Landnutzung tätigen Behörden sowie Regional- und Landschaftsplaner, Verbandsvertreter, Naturschutzbeiräte und Wissenschaftler diskutierten über die naturräumliche Ausstattung der Region 17 wie Geologie und Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Gewässer und die unterschiedlichen Landnutzungen wie Land- und Forstwirt-

schaft, Erholungsverkehr und sich daraus ergebende Konflikte und Naturschutzprobleme.

Dr. Otmar HUBER, Landrat des Lkr. Bad Tölz-Wolfratshausen und Vorsitzender des Planungsverbandes der Region Oberland, betonte in seinen Begrüßungsworten, daß die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege heute zum „Herzansliegen“ der Kommunalpolitiker geworden seien, was dann Bürgermeister Siegfried ZAUNER von Kochel in seinem Eingangsreferat dadurch unterstrich, daß er bezüglich der Aussagen des Regionalplanes von einer „flächendeckenden Vorschrift“ des Naturschutzes sprach. Die gesamte Region Oberland, „eine der schönsten Landschaften Europas“, sei praktisch landschaftliches Vorbehaltsgebiet, insofern habe man auf die Ausweisung spezieller Räume beim Regionalplan verzichten können. Regierungsdirektor Franz-Karl PECHER von der Bezirksplanungsstelle der Regierung von Oberbayern ergänzte diese Ausführungen, indem er auf die Unwiederbringlichkeit jeden Quadratmeters Grund und Boden verwies, räumte allerdings ein, daß sich in der Praxis doch Schwierigkeiten aus dem Fehlen entsprechender Schutzkategorien ergäben.

Herr Pecher stellte des weiteren die Grundzüge eines sog. Bergerschließungskonzepts vor, das modellhaft im Gebiet von Garmisch-Partenkirchen entwickelt werde. Dabei werde eine feinmaschige, dreiteilige Zonierung, ähnlich dem bereits vorliegenden Seeuferkonzept, vorgenommen. Keinesfalls beabsichtige dieses Konzept die Forcierung einer weiteren Erschließung, wie das aus Kreisen der eher skeptischen Seminarernehmer befürchtet wurde.

Regierungsdirektor Dr. Hermann JERZ vom Bayer. Geologischen Landesamt in München gab einen Überblick über das geologische Werden der Landschaft und ihrer Böden. Die Tiefbohrung in Vorderriß habe den endgültigen Nachweis erbracht, daß es sich bei den nördlichen Kalkalpen um ein Deckenfaltengebirge handle. In Diskussionsbeiträgen wurden erhebliche Bedenken gegen eine diskutierte Verpressung tritiumhaltiger Abwässer aus Wackersdorf in den tiefen Untergrund der Alpen oder des Alpenvorlandes vorgebracht und von den Fachleuten bestätigt.

Mit fast enttäushtem Erstaunen wurde der Hinweis des Dipl.-Meteorologen Gerhard HOFMANN vom Wetteramt München des Deutschen Wetterdienstes aufgenommen, daß im Durchschnitt lediglich an 20 Tagen im Jahr in der Region Föhn zu beobachten sei. Weiterhin wurde in der Diskussion mehrfach auf Forschungsergebnisse verwiesen, wonach in der nördlichen Alpenkette eindeutig eine stark überhöhte Schwermetallbelastung nachzuweisen sei. Bekanntlich waren gleichlautende Forschungsergebnisse ei-

ner Zoologin im Berchtesgadener Land vor einigen Jahren von Wissenschaftlern aus Jülich eigenartigerweise bezweifelt worden (SZ Nr. 4/1985, S. 24).

Nach Aussage des Botanikers Oberregierungsrat Dr. Thomas SCHAUER vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (München) sei es heute schwieriger, eine früher so gewöhnliche Pflanzengesellschaft wie die „Glatthaferwiese mit Salbei“ zu finden, als geschützte Pflanzen wie Edelweiß oder den Frauenschuh. Sie seien fast restlos der Intensivierung der Landschaft zum Opfer gefallen. Eine letzte Überlebenschance gebe es derzeit an extensiv gepflegten, ungedüngten Straßenböschungen, wenn die Straßenbauämter durch entsprechendes Management mitwirkten.

Sehr kritisch beurteilte Dr. Schauer die – wie er mit Beispielen nachwies – untauglichen Skipistenbegrünungen. Es zeige sich mehr und mehr, daß allein schon die Artenzusammensetzung der Saaten völlig unzureichend sei. Grundsätzlich müsse bezweifelt werden, ob eine Renaturierung zu artenreichen, naturnahen Bergmatten überhaupt erreichbar sei. Er lehnte weitere Planierungen ab, da sie über kurz oder lang Sanierungsgebiete darstellten. Man solle endlich zur Kenntnis nehmen, daß nicht alles machbar sei. Schließlich könne man ja auf dem Wendelstein auch keine Orangen pflanzen. Des weiteren wies der Referent auf den schlimmen Schadegang des Wildes bei wasserbaulichen Pflanzungen hin. Von den Böschungssicherungen durch Grünverbauungen im Gebirge seien 80-90 % durch Wildverbiß stark bis hoffnungslos geschädigt.

Den hohen Kurswert des Biotopschutz-Managements bei den Naturschutzbehörden verdeutlichte Oberregierungsrat Dr. Klaus RICHARZ von der Regierung von Oberbayern anhand von eindrucksvollen Beispielen. Der Aufwand kann allerdings im einzelnen recht erheblich werden. So gelang es in Peißenberg, Fledermäuse der Art Kleine Hufeisennase von ihrem angestammten Quartier (Wochenstubenkolonie) im Dachboden eines Abrißhauses in einen nahestehenden Neubau umzusetzen, indem dort im Speicher u.a. sogar eine Fußbodenheizung installiert wurde. Auch die Leitung des heute von Salesianern im Sinne des Hl. Don Bosco geführten Klosters Benediktbeuern hat sich um den Fledermausschutz verdient gemacht durch den Verzicht einer Flüssigimprägnierung des Dachgebälks; eine aufwendigere Begasung erfüllte denselben Zweck des Holzschutzes, ohne die Eignung für die Fledermäuse zu mindern. Auf diese Weise finden auch heute noch einige Exemplare über dem mit Gemälden bestückten Gewölbe des prächtigen Fest- und Tagungssaals ihre Behausung.

Rechtzeitig zur Badesaison kam die beruhigende Meldung vom Leitenden Bau- und Tagungsamtsdirektor Arno KUPFER vom Wasser-

wirtschaftsamt Weilheim, daß niemand aus Angst vor Gewässerverschmutzung aufs Sonnenöl verzichten brauche oder gar einen Sonnenbrand in Kauf nehmen müsse, denn von einer ernsthaften Belastung für unsere Seen könne dabei nicht die Rede sein.

Mit eindrucksvollen Dias – vielfach Luftaufnahmen – gab der Referent einen Überblick über die zahlreichen Gewässer der Region 17. Er konnte zeigen, daß die meisten Fließgewässer und auch die Stauseen unzureichenden Uferbewuchs aufweisen; die Uferzonen sind meist viel zu schmal, auch die landwirtschaftliche Nutzung reicht häufig direkt bis zur Uferkante. Langfristig kommt deshalb dem erklärten Ziel der Wasserwirtschaftsämter, Ufergrund aus landschaftspflegerischen Aspekten zu erwerben, hohe Bedeutung zu.

Forstdirektor Werner HASLINGER von der Oberforstdirektion München bestätigte die allseits bekannte Misere mit den zu hohen Wilddichten. Trotz zunehmender Abschüsse und einer Verbesserung des bayerischen Jagdgesetzes sei eine Lösung nicht in Sicht! Zu groß seien nach wie vor die interessengenährten Widerstände und Hemmnisse. In drei Schlägen faßte er die jagdlichen Zielvorstellungen der Staatsforstverwaltung für den Gebirgswald zusammen.

1. Rigorose Abschüsse der Waldgams und Zurückdrängen auf die natürlichen Lebensräume der höheren Gebirgslagen.
2. Keine Fütterung mehr für Rehe
3. Verstärkte Einrichtung von Wintergattern fürs Rotwild und dortige Reduzierung

Ärgerlich sei weiterhin die Belastung des Gebirgswaldes durch Weidevieh, insbesondere durch Schafe. Ähnlich wie bei den Jagdproblemen müsse nunmehr nach jahrelangem Gerede endlich gehandelt werden.

Landschaftsarchitekt Oberregierungsrat Bernd UNTERBURGER von der Regierung von Oberbayern stellte klar, daß die Ausarbeitung von Landschaftsplänen sowohl nach dem neuen Baugesetzbuch (i. Kraft seit 01.07.1987) als auch nach dem Bayerischen Naturschutzgesetz (Art. 3) vorgeschrieben sei. Allerdings bereite der Gesetzeswortlaut in der Praxis insofern Schwierigkeiten, als dort die Notwendigkeit der Landschaftsplanung an die unbestimmte Voraussetzung „sobald und soweit dies aus Gründen des Naturschutzes und der Landschaftspflege erforderlich ist“ geknüpft sei. Dieser Passus sei jedoch für eine grundsätzliche Ablehnung von Landschaftsplänen nicht geeignet. Denn im Abs. 4 des Art. 3 Bay-NatSchG sei eindeutig festgelegt, für welche Bereiche ein Landschafts- oder Grünordnungsplan Aussagen treffen müsse. Dazu gehören an oberirdische Gewässer angrenzende Bereiche, Was-

serschutzgebiete im weiteren Sinn, ebenso Gebiete, „in denen Landschaftsschäden vorhanden oder zu befürchten sind“ und ganz allgemein „Bereiche, die nachhaltigen Landschaftsveränderungen ausgesetzt sind“, vor allem aber auch „Bereiche, die als Erholungsgebiete dienen oder als solche vorgesehen sind“.

Nicht zuletzt die jahrelange, unbegründete Abneigung gegen Landschaftspläne in Teilen der Region „Oberland“ führte 1985 zu einer gemeinsamen Bekanntmachung des Ministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen und des Innenministerium, wonach nunmehr bei der Bauleitplanung im größten Teil der Region grundsätzlich eine Landschaftsplanung auszuarbeiten ist. Der Referent verglich die Bedeutung der Aussagen eines Landschaftsplanes mit einem ärztlichen Fachgutachten. Man könne zwar das Ergebnis dieses Gutachtens verdrängen und dagegen handeln, letztlich schade man aber damit der Gesundheit. Eine Fälschung der Aussagen ergebe jedenfalls keinen Sinn.

Inzwischen würden von den Gemeinden zunehmend die Chancen eines Landschaftsplanes zur Erhaltung von Natur und Landschaft erkannt. Es gäbe sogar Beispiele aus anderen Regionen, wo der Bürgermeister mit der Forderung nach einer Landschaftsplanung den Wahlkampf gewonnen habe. Schließlich sei der Landschaftsplan die einzige Planung, die auf örtlicher Ebene alle anderen Fachplanungen in einem einzigen Plan zusammenfasse. Für die Kosten gewähre der Staat im übrigen 50 bis max. 60 % Zuschuß – so rief der Referent in Erinnerung.

Von immer größer werdender Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz wird die enge Zusammenarbeit des Naturschutzes mit der Landwirtschaftsverwaltung. Das zeigten zum einen die Ausführungen von Landwirtschaftsdirektor Simon HEINDL von der Regierung von Oberbayern, zum anderen die Diskussionen auf der das Seminar abschließenden Exkursion, die unter maßgeblicher Leitung von Regierungsdirektor Dr. Artur STEINHÄUSER von der Regierung von Oberbayern in Randbereiche des Kochelseemoores und zu den Buckelwiesen bei Krün/Wallgau führte. So war zu erfahren, daß die Extensivierungsvereinbarungen nach dem neuen Kulturlandschaftsprogramm der Landwirtschaftsverwaltung bei den Bauern sehr gut angekommen sind. Allein in der Region 17 seien seit April dieses Jahres Verträge im Umfang von 700.000 DM abgeschlossen worden, was einem Drittel des Vertragsvolumens Oberbayerns entspreche, führte Herr Heindl aus. Andererseits ergeben sich in der Praxis ungute Überschneidungen mit den seit Jahren laufenden Artenschutzprogrammen der Naturschutzbehörden, so daß die Praktiker vor Ort nach einer klarstellenden, Kompetenzen abgren-

zenden Richtlinie für die beiden Verwaltungszweige rufen.

Als Höhepunkt des Seminars wird allen Teilnehmern die von Dr. Steinhauser initiierte Aussetzungsaktion der 1986 landesweit fast ausgestorbenen Wassernuß (*Trapa natans*) in einem Teich des Klosterareals Benediktbeuern in Erinnerung bleiben. Die auch kulturgeschichtlich interessanten Wasserpflanzen wurden vom Landschaftsökologen, Herrn Erhard BOLENDER aus Freising, eigens vom Benediktinerkloster Scheyern im Lkr. Pfaffenhofen überführt und im Beisein der Presse – mit Käfigen gegen die gefräßigen Graskarpfen, die im Teich bislang noch vorhanden sind, geschützt – im Teichwasser am sog. Zölibad versenkt. Zwar werden die bizarren, geheimnisumwitterten Nüsse wohl nie mehr zum Würzen von Brot Verwendung finden, aber mit dieser Aktion wurde ein weiterer Schritt dazu getan, diese attraktive und seltene Wasserpflanze, die übrigens auf einer 1981 herausgegebenen Wohlfahrtsmarkenserie der Deutschen Bundespost abgebildet ist, wieder dort anzusiedeln, wo sie bereits nachweislich vor Jahrhunderten kultiviert wurde.

Dr. Notker Mallach, ANL

20.-24. Juni 1988, Laufen

Lehrgang 3.4

„Artenschutz im Naturschutzvollzug“

Referate, Diskussionen und Exkursion zu den Themen: wie 25.-29. Jan.

20.-24. Juni 1988, Laufen

Praktikum 4.2

„Artenkenntnis Pflanzen“

Referate, Exkursionen und Bestimmungsübungen zu den Themen: Einführung in die botanische Systematik; Einführung in die floristischen Bestimmungskriterien mit Beispielen anhand von Bestimmungsliteratur; Pflanzengemeinschaften: Wald, Moor, Wiesen und Halbtrockenrasen – jeweils mit einführendem Referat, Exkursionen und Bestimmungsübungen; Hinweise zur Naturschutzarbeit; Kommentierende Übersicht über die einschlägige Literatur.

24.-26. Juni 1988, Laufen

Sonderveranstaltung

Fortbildungsseminar „Lebensraum Luft – in unserem Bewußtsein und in den Medien“

– in Zusammenarbeit mit der Bezirksgemeinschaft Oberbayern im Bayer. VHS-Verband e.V.

Teilnehmerkreis: Multiplikatoren der Bezirksgemeinschaft

Seminarergebnis:

Schutz der Erdatmosphäre – dringlicher denn je!

Dies war eine der Hauptforderungen auf einem Fortbildungsseminar zum Thema „Lebensraum Luft – in unserem Bewußtsein und in den Medien“, welches die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Zusammenarbeit mit der Bezirksarbeitsgemeinschaft Oberbayern im Bayerischen Volkshochschulverband in Laufen veranstaltete.

Prof. Dr. Wilfried BACH von der Forschungsstelle für Angewandte Klimatologie und Umweltstudien der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster ging in seinem ersten Vortrag über die „Klimabeeinflussung durch Spurengase“ auf die in den nächsten Jahren und Jahrzehnten zu erwartenden Klimaveränderungen und damit verbundene mögliche Auswirkungen ein. Beunruhigend sind nach Auffassung von Prof. BACH, der unter anderem auch Mitglied der Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages ist, insbesondere folgende Entwicklungen:

1. Der natürliche Treibhauseffekt (durch H₂O) wird durch anthropogene Treibhausgase (THG) wie CO₂, CH₄, N₂O, O₃, CFC₁₁ und CFC₁₂ verstärkt.
2. Der Treibhauseffekt durch die anderen THG ist jetzt schon fast so groß wie der von CO₂ allein.
3. Bisher wurden ca. 40 zusätzliche THG identifiziert. Viele andere befinden sich schon im System. Produktion geht weltweit weiter. Hier legt die Menschheit eine chemisch/klimatologische Zeitbombe.
4. Bei anhaltendem Trend könnte der gemeinsame Effekt das Aquivalent einer Verdopplung des vorindustriellen CO₂-Werts (ca. 550 ppm) vor 2030 erreichen.
5. Nach Klimamodellrechnungen ergibt sich dadurch ein mittlerer globaler Temperaturanstieg von 2-5°C, an den Polen sogar 2-3 mal mehr.
6. Die anderen THG gewinnen relativ zum CO₂ an Bedeutung, wegen
 - der höheren Wachstumsraten
 - der längeren Verweilzeiten
 - der größeren Absorptionseffizienz
7. Strahlungs-aktive Gase (z.B. CH₄) und chemisch-aktive Gase (z.B. CO, NO₄) reduzieren OH und HO₂-Radikale und erhöhen die Wirkung der THG O₃ und CH₄.
8. Die gegenwärtige Erwärmung (Signal) geht z. Zeit in der natürl. Klimavariabilität („Rauschen“) unter.
9. Die hohe Wärmekapazität des Ozeans verschleiert die Erwärmung um 1-2 Jahrzehnte. Das bedeutet:
 - infolge von Handlungen in der Vergangenheit ist eine gewisse zukünftige Erwärmung unvermeidlich
 - bis zum Zeitpunkt des eindeutigen Nachweises wird wertvolle Zeit verloren gehen

- deshalb müßte man jetzt mit Vorsorgemaßnahmen beginnen
10. Weltweit sind Auswirkungen zu erwarten auf:
 - Ernährungssicherung
 - Wasserversorgung
 - Ökosysteme
 - Meeresspiegelanstieg
 11. Die THG/Klimagefahr ist eng gekoppelt mit anderen Umweltproblemen wie:
 - Zerstörung von Wald und Boden in Tropen
 - Waldsterben in mittl. und nördl. Breiten
 - Zerstörung der Ozonschutzschicht
 - Verarmung an genetischen Ressourcen
 - Landschaftszerstörung allgemein

Wie diese beunruhigenden Entwicklungen zumindest teilweise gestoppt werden könnten, verdeutlichte Prof. BACH mit Vorschlägen, die als Basis für eine Vorsorgestrategie dienen. Im einzelnen sollten seiner Ansicht nach folgende Maßnahmen vorrangig in Angriff genommen werden:

1. Erfassung der gegenwärtigen (1980/85) Emissionsraten nach Gasart und Quelle für die BRD sowie EG-weit und global.
2. Abschätzung zukünftiger (2030/2050/2100) Emissionsraten mit Hilfe von Szenarienanalysen
3. Abschätzung zukünftiger Änderungen von Gaskonzentrationen und der entsprechenden Temperaturanstiege
4. Festlegung von zulässigen („tolerablen“) Grenzwerten
5. Abschätzung der erforderlichen Emissionsreduktionsraten ab 1990, 2000 etc. nach Gas und Quelle
6. Erfassung des vorhandenen Emissionsreduktionspotentials nach Gas, Quelle und Maßnahmen, die da sind:
 - effizientere Energienutzung
 - Substitution fossiler durch erneuerbare Energieträger
 - Brennstoff-Substitution
 - Rückhaltemaßnahmen an der Quelle
 - Eindämmung von Abholzung und Bodenzerstörung
 - Modifizierung landwirtschaftlicher Produktionsmethoden
 - Kontrolle synthetischer Chemikalien
7. Zuordnung der erforderlichen Emissions-Reduktionsraten nach Gas, Quelle und Ländern
8. Überprüfung und Bewertung der Reduktionsstrategie

Frau Hella ANDRÉ, Redakteurin beim Zweiten Deutschen Fernsehen Mainz, behandelte das Thema Luft aus der Sicht des Mediums Fernsehen. Sie zeigte zunächst auf, wie das Thema in den verschiedenartigen ZDF-Sendungen seit Anfang 1987 aufgegriffen wurde und berichtete über die häufig mangelnde Resonanz

der Zuschauer auf die Sendungen mit Umweltbezug. Ein von Frau ANDRÉ gedrehter Film mit dem Titel „Treibhauswirkung und Ozonloch“ aus einer 3-teiligen Serie „Mensch und Klima“ gab den Seminarteilnehmern einen Einblick in das Filmschaffen der Referentin und vertiefte die Fachinhalte der Veranstaltung.

Eine Exkursion in den Nationalpark Berchtesgaden mit Besichtigung der dortigen Klimameßeinrichtungen unter Leitung von Dipl.-Geograph Hugo VOGT von der Nationalparkverwaltung rundete das Seminar ab.

Dr. Reinhold Schumacher, ANL

24.-26. Juni Laufen und 15.-17. Juli 1988 Burgberg

Praktikum 4.1 (in 2 Teilen)
Sonderlehrgang für Naturschutzreferenten des DAV
„Einführung in die Artenkenntnis“

Referate, Exkursionen und Bestimmungsübungen: wie 13.-17. Juni

25. und 26. Juni 1988 Rödelsee Sonderveranstaltungen „Naturschutzwacht-Fortbildung“

27./28. Juni 1988 Münsterschwarzach Sonderveranstaltung

Unser Lebensraum naturbewußt gestaltet in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesverband für Gartenbau und Landschaftspflege

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Vom Wesen Fränkischer Dörfer (Hans Stöblein); Bürgerschaftliche Aktivitäten für mehr Natur im Wohnumfeld (Horst Schindler); Leitgedanken zur Verwendung von Pflanzen im ländlichen Raum (Martin Noichl), Landschaftsbezogene Grüngestaltung im privaten Bereich (Irmgard Dietz); Zäune, Mauern und Hecken (Michael Reich); Möglichkeiten der Renaturierung im Wohnumfeld (Heinz Bühler und Gudrun Dietz); Vernetzungsfunktion von Kleinbiotopen im Ort (Leberecht Eicke); Konzepte und Möglichkeiten zur Erhaltung und Pflege von Streuobstbeständen (Dieter Mayerl). Kompost-Bereitung und Möglichkeiten der Verwendung auf Gemeinde- und Landkreisebene (Prof. Dr. Peter Fischer); Erfahrungen mit Kompost-Bereitung und Verwertung auf Landkreisebene (Paul Rothmund).

27. Juni - 1. Juli 1988 Laufen

Lehrgang 3.2

„Naturschutz im Unterricht – Baustein 1“ in Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen

Referate, Diskussionen, Unterrichtsgänge und eine Ganztagesexkursion mit folgenden Themen: wie 11.-15. April

27. Juni - 1. Juli 1988 Weltenburg

Praktikum 4.4

„Vegetationskunde“

Referate, Exkursionen und Übungen zu den Themen:

Methodik der Pflanzensoziologie; Technik der Vegetationsaufnahme; Vegetationskundliche Aufnahmen im Bereich von Wäldern, Trocken- und Halbtrockenrasen – einschließlich ökologischer Beurteilung; Tabellenarbeit; Interpretation von Vegetationstabellen zur Beurteilung schutzwürdiger Biotope und Gebiete; Übersicht bayerischer Vegetationseinheiten und deren ökologische Bedeutung; Einsatzmöglichkeiten der Geobotanik im Naturschutz unter besonderer Berücksichtigung der Floristik.

28.-30. Juni 1988 Bad Windsheim

Seminar

Landschaftsplanung in der Bauleit- und Flurbereinigungsplanung

Zum Thema:

Die Notwendigkeit der planerischen Ordnung – nicht nur im baulichen und sonstigen technischen Bereich, sondern auch in der freien Landschaft – rückt zunehmend in das öffentliche Bewußtsein. Nachdem mit der Novellierung des Bayer. Naturschutzgesetzes im Jahr 1982 die Stellung der gemeindlichen Landschaftsplanung bedeutend verbessert wurde, geht es nunmehr darum, insbesondere in ländlich strukturierten Gemeinden landschaftsplanerische Zielvorstellungen umzusetzen.

Die Flurbereinigung bemüht sich immer stärker um die Umsetzung landschaftspflegerischer Ziele und legt diese in einer eigenen „Landschaftsplanung in der Flurbereinigung“ nach Maßgabe der gemeindlichen Landschaftsplanung fest. Eine gemeinsame Bekanntmachung der Bayerischen Staatsministerien für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und für Landesentwicklung und Umweltfragen zur Abstimmung der Ziele von Naturschutz und Flurbereinigung stand kurz vor der Veröffentlichung.

Das Seminar zeigte am Beispiel einer Gemeinde, die sich mit beiden Planungen sowie deren Umsetzung befaßt hat, den jeweiligen örtlichen und sachlichen Planungsumfang auf sowie Realisierungsformen, die zeitliche und sachliche Abstimmung mit aktuellen bautechnischen Maßnahmen, aber auch die Sicherung des Eigentums, des Unterhalts und der planerisch festgelegten Nutzungsform sowie die jeweiligen Finanzierungsmöglichkeiten.

Referate und Exkursion zu den Themen: Die gemeindliche Landschaftsplanung und die landschaftspflegerische Begleitplanung als Fachplanungen für Naturschutz und Landschaftspflege (Wolfgang Deixler); Der naturschutzrechtliche Gestaltungs- und Entwicklungsauftrag an die Gemeinde (Dr. Erich Gassner); Ak-

tuelle Herausforderungen der Agrar- und Umweltpolitik an die Flurbereinigung – Neue Wege der Zusammenarbeit (Dr. Holger Magel); Umsetzung der Landschaftsplanung – Möglichkeiten und Formen – (Dieter Mayerl); Umsetzung der Landschaftsplanung aus der Sicht der Gemeinde (Gernot Frenz); Das Beispiel Bad Windsheim: Ausnahmefall oder Regelbeispiel (Prof. Reinhard Grebe); Exkursion im Planungsgebiet (Leitung: Jürgen Schulze, Prof. Reinhard Grebe, Dieter Kaus); Die Landschaftsplanung als Teil der landwirtschaftlichen Fachplanung (Dr. Günther Aulig); Die Aufgabe des Planers bei der Umsetzung der Landschaftsplanung (Hans-Joachim Tietz); Die Mitarbeit der Teilnehmergemeinschaft bei der Umsetzung der Landschaftsplanung (Jürgen Schulze); Fragen der Beteiligung von Verbänden des Naturschutzes in der Landschaftsplanung (Dr. Hubert Weiger); Diskussion und Zusammenfassung.

12.-16. September 1988 Dillingen

Lehrgang 3.2

„Naturschutz im Unterricht – Baustein 1“ in Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen

Referate, Diskussionen und eine Ganztagesexkursion mit den Themen: Naturschutz – Grundlagen, Ziele, Argumente; neue Produktionen des FWU zur Seminarthematik; Aktuelle Boden-, Wasser-, Luftprobleme; Gefährdete und geschützte Pflanzen und Tiere und ihre Biotope; Pflanze und Tier in der Lyrik; Schönheit und Eigenart der Landschaft; Lebensräume – ihre Pflanzen- u. Tierwelt: Wald, Hecken und Gebüsch – Wasser und Gewässer – Moore, Streuwiesen, Magerrasen; Naturschutz im Deutsch-Aufsatz; Lesung aus eigenen Werken (Alois Sailer, Kreisheimatpfleger, Lauterbach); Ganztagesexkursion zur Vertiefung und Veranschaulichung der Thematik „Lebensräume und Lebensgemeinschaften; Umsetzung des Lernzieles „Naturschutz und Landschaftspflege im Unterricht“; Lehrplananknüpfung; erprobte Unterrichtsprojekte.

17./18. Sept. und

1./2. Oktober 1988 Sonthofen

Lehrgang 3.3 (in 2 Teilen)

„Naturschutzwacht-Ausbildung“

Programmpunkte: wie 30./31. Jan. u. 13./14. Febr.

19.-23. September 1988 Reimlingen

Lehrgang 2.1

„Ökologie und natürliche Lebensgrundlagen“

Referate, Diskussionen und Exkursionen zu den Themen: Einführung in Begriffe aus der Ökologie; Bodenökologie; Wasser als Ökofaktor; Luft als Ökofaktor; Formen der Energie;

Tiere und Pflanzen als Bestandteile der Ökosysteme:

I) Evolution, Artbildung, Verbreitung und Vergesellschaftung; II) Populationsökologie, Selbstregulation, Tierökologie; Abschlusdiskussion und Zusammenfassung. Zur Vertiefung dienen ein Unterrichtsgang und eine Ganztagesexkursion im Bereich des Nördlinger Ries.

19.-23. September 1988, Trebgast

Lehrgang 1.2

„Naturschutz und Landschaftspflege in der freien Landschaft“

Referate und Exkursion zu den Themen:

Neuschaffung von Biotopen; Wasserwirtschaft und Naturschutz; Straßenbau und Naturschutz; Landwirtschaft und Naturschutz; Forstwirtschaft und Naturschutz; Jagd und Naturschutz; Fischerei und Naturschutz; Exkursion; Flurbereinigung und Naturschutz; Maßnahmen zur Erhaltung von wertvollen Biotopen; Planung und Einrichtung von Naturparks und Erholungseinrichtungen; Planungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

26.-30. September 1988 Reimlingen

Lehrgang 1.2

„Naturschutz und Landschaftspflege in der freien Landschaft“

Referate, Diskussionen und Exkursionen: im Grundsatz wie 19.-23. Sept.

26.-30. September 1988 Laufen

Praktikum 4.5

„Ökologie“

Referate, Exkursionen und Laborarbeit zu den Themen: wie 25.-29. April

3.-7. Oktober 1988 Laufen

Praktikum 4.3

„Artenkenntnis Tiere“

(Schwerpunkt Wirbellose)

Referate, Exkursionen und Bestimmungsübungen:

Systematische Übersicht über das Tierreich sowie Stammesgeschichte, Prinzipien der Evolution, Fachbegriffe; Die wirbellosen Tiere (ohne Gliederfüßer) und: Der Stamm der Gliederfüßer (jeweils Systematik, Bestimmungsmerkmale, Übungen im Bestimmen von bereitgestelltem Material);

Zwei Exkursionen einschließlich Sammeln von Untersuchungsobjekten ausgewählter Lebensräume; Bestimmen des gesammelten Materials, Erstellen systematischer Artenlisten; ökologische Einordnung und Bewertung der Arten und der untersuchten Lebensraumabschnitte nach Naturschutzgesichtspunkten; Anwendung zoologischer Bestandenserhebungen in der Naturschutzpraxis.

6. Oktober 1988 Penzing

Sonderveranstaltung

„Luftfahrt und Naturschutz“

Zum Thema:

Frei sich in die Luft zu erheben wie ein Vogel – der uralte Traum der Menschheit läßt sich heutzutage zunehmend leichter und von immer mehr Menschen verwirklichen: Die Technik mit immer leistungsfähigeren Motor- und Segelflugzeugen, Hängegleitern und Ultraleichtgeräten macht's möglich. Was so für die einen die Erfüllung des Traumes vom Schweben in der „grenzenlosen“ Weite des Luftraumes bedeutet, stellt sich für andere als zunehmende Belästigung beim eigenen Naturgenuß dar, daneben aber auch als ein weiterer Störfaktor für eine Tier- und Pflanzenwelt, die sowieso schon übermäßigen Belastungen durch unsere Zivilisation ausgesetzt ist. Selbstverständlich gibt es Bereiche der Luftfahrt, die jenseits aller Kritik stehen. Hierzu gehört der Einsatz von Flugzeugen zur Rettung oder Versorgung in Not geratener Menschen. Darüber hinaus jedoch sollte jeder, der ein Fluggerät bedient bzw. den Flug anordnet, die damit verbundenen ökologischen Auswirkungen mit berücksichtigen.

Mit diesem Seminar wandte sich die Akademie gezielt an Personen, die aufgrund ihrer beruflichen Ausbildung und Tätigkeit in besonderem Maße Verantwortung im Luftraum tragen: Piloten von Polizei, Grenzschutz, Heer und Luftwaffe.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Störung von Wildtieren im Gebirge durch Sommer- und Winteraktivitäten (Dr. Werner d'Oleire-Oltmanns); Wildtiere und Flugbewegungen – ein Situationsbericht aus den Ammergauer Bergen (Heinz-Peter Freier); Auswirkungen des Flugbetriebs auf die freilebende Tierwelt (Prof. Dr. Josef Reichholf).

10.-14. Oktober 1988 Laufen

Lehrgang 3.2

„Naturschutz im Unterricht – Baustein 2“
in Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen

Referate, Freiland- u. Laboruntersuchungen in Arbeitsgruppen. Programmpunkte:

Zielsetzung des Lehrgangs: Analysen- und Meßmethoden einschließlich bodenkundlicher Untersuchungsmethoden; Übungen in folgenden Lebensräumen: Wiese (Trockenstandorte, Feuchtwiese, Niedermoor mit angrenzenden Kulturflächen); Hecke, Waldrand, Wald mit angrenzenden Kulturflächen; Fließ- und Stillgewässer mit angrenzenden Kulturflächen; für jeden Lebensraum: jeweils Auswertung der Ergebnisse; Umsetzung in die Schulpraxis.

Referat: Ökologie und die Rolle des Menschen; Schlußbesprechung.

11.-13. Oktober 1988 Landshut

Seminar

15. wiss. Seminar zur Landschaftskunde Bayerns

Die Region 13 – Landshut

Inhalte und Ziele: wie 14.-16. Juni

Seminarergebnis*:

„Viel Sand und wenig Edelsteine“

Der Raum Landshut ist eine Region, die nicht unerheblich mit Problemen des Natur- und Umweltschutzes belastet ist. Dieses Bild zeichnete sich auf dem 15. wissenschaftlichen Seminar zur Landschaftskunde Bayerns ab, das vom 11. bis zum 13. Oktober 1988 von der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Landshut veranstaltet wurde.

Mehr als 60 Fachleute aus den Bereichen Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft, Flurbereinigung, Regionalplanung und Naturschutz informierten sich über die landeskundlichen Grundlagen der Region und diskutierten anstehende Probleme. Der niederbayerische Regierungsvizepräsident Dr. Heinz HUTHER wies in seinem Eingangsreferat auf die unbefriedigende Ausstattung mit Naturschutz- und Landschaftsschutzgebieten hin: Nur 0,27 % der Regionsfläche sind als Naturschutzgebiete und nur 0,96 % als Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen. Damit bilde die Region in der Schutzgebietsstatistik das Schlußlicht in Bayern. Probleme erwachsen der Region zunehmend auch im Bereich der Siedlungsentwicklung, wo unter anderem der Siedlungsdruck aus dem Münchener Raum fachlich und flächenmäßig bewältigt werden muß.

Insgesamt gehört die Region der Kategorie „ländlicher Raum“ an, den es – so das Landesentwicklungsprogramm – weiter zu entwickeln gilt, z.B. durch Ausdehnung des Systems der zentralen Orte, Verbesserung des Arbeitsplatzangebotes im nichtlandwirtschaftlichen Bereich, Ausweisung von geeigneten gewerblichen Flächen an geeigneten Orten.

Nach den Worten des Regierungsdirektors i.R. Dr. B. HOFMANN besteht der geologische Untergrund der Region Landshut hauptsächlich aus Kiesen, Sanden und Tonen, welche vor etwa 10 bis 17 Millionen Jahren aus dem Bereich der östlichen Zentralalpen ins sog. Molassebecken sedimentiert wurden. Im Quartär lag das Gebiet im Periglazialbereich, wo neben der Bildung von Solifluktiondecken der äolische Löß abgelagert wurde, welcher letzterer für die Bodenbildungen von außerordentlicher Bedeutung ist. Vorherrschend im heutigen Bodenverbreitungsmuster der Regionslandschaft sind Parabraunerden und Pararendzinen im nördlichen Tertiärhügelland sowie

* Siehe auch die beiden im vorliegenden Band der Berichte der ANL abgedruckten Referate der Herren Dr. Heinz Schulte und Prof. Dr. Bernd Stöcklein.

Braunerden und Pseudogleyböden im südlichen Tertiärhügelland.

Der Leiter des Sachgebietes „Technische Klimatologie und Umweltschutz“ beim Wetteramt München, Dipl. Meteorologe Gerhard HOFMANN, charakterisierte das Klima der Region. Im Übergangsbereich zwischen maritimen und kontinentalem Klima gelegen, variieren die Jahresmittelwerte der Niederschläge von 700 mm im Norden und 900 mm im südlichen Regionsteil. Die Jahresmitteltemperatur liegt im Bereich zwischen 7,5°C und 8,0°C. Aus bioklimatischer Sicht zeichnen sich die Tallagen durch hohe Wärmebelastungen aus. Im Isartal treten zusätzlich im Winter bei Inversionswetterlagen hohe Belastungen durch Luftschadstoffe auf.

Die von Natur aus äußerst fruchtbaren Lößböden und die relative Klimagunst in der Region bieten für die landwirtschaftliche Nutzung optimalste Voraussetzungen, wie sie in Bayern vergleichbar nur noch in Mainfranken oder im Dugau zu finden sind. So dienen in den Landkreisen der Region 40 bis 50 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche dem Anbau von Mais und Weizen (Bayerndurchschnitt: 27 %). Bezüglich des Maisanbaus – so Abteilungsdirektor Thomas LEGER von der Regierung von Niederbayern – ist Niederbayern der Regierungsbezirk mit der größten Maisdichte in Bayern. Die Getreideerträge liegen aufgrund der hochproduktiven Standorte mit bis zu 73 dt/ha im Jahre 1988 weit über dem bayerischen Durchschnitt.

Die intensive Landwirtschaft mit der höchsten Anbaureate von Mais in ganz Bayern, mit dem Umbruch von Grünland, dem häufigen Pflügen bis zum Gewässerufer und dem Ausbringen großer Mengen von Gülle hat in einigen Regionsteilen zu erheblichen Gewässerbeeinträchtigungen geführt. Der Limnologe Dr. Heinz SCHULTE aus Landshut plädierte daher für die Ausweisung von nur extensiv zu nutzenden Uferbereichen und forderte, den Begriff „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ noch einmal kritisch zu überdenken.

Gewässerbelastungen resultieren nach den Worten des Ltd. Reg. dir. i.R. Dr. Heinz Schulte nicht selten aus illegalen Einleitungen von Jauche und Silosäften, aber auch von Molkereien (z.B. in Ganacker), von ungeklärten Abwassereinleitungen (Baierbach). Auch haben Gewässerserausbau und Stauhaltungen sowie Erwärmung (Ohu) teilweise zu erheblichen Verschlechterungen der Gewässergüte geführt.

Die intensive Nutzung der Region durch den wirtschaftenden Menschen, insbesondere die landwirtschaftliche Nutzung, sowie Eingriffe in die Landschaft (Wasserbau, Siedlungswesen, Verkehr, Rohstoffabbau) haben – insgesamt betrachtet – zu einer erheblichen Beeinträchtigung der natürlichen Lebensgrundlagen wie

Boden, Wasser, Luft, Tier- und Pflanzenwelt und zu einer Veränderung des Landschaftsbildes geführt. Besonders herausgestellt wurden weiterhin folgende Aspekte:

Boden

- Bodenerosionsbeträge von 30 bis 70 Tonnen pro Hektar und Jahr sind keine Seltenheit in der Region
- die Veränderung der Niedermoorböden in der Isarauen bereitet große Sorgen

Pflanzenwelt

– Der Vegetationskundler Willy ZAHLHEIMER von der Regierung von Niederbayern charakterisierte die Region 13 als „ein Raum mit viel Sand und wenig Edelsteinen“. Viele seltene Pflanzenarten sind auf Einzelstandorte zurückgedrängt worden, wie beispielsweise auf die Xerobrometen-Insel Rosenau, wo noch eine enorme Artenfülle zu finden ist (Küchenschelle, behaarter Alant, Zwergsonnenröschen u. a.).

– Besonders stark verändert wurde die Pflanzenwelt der Isaraunen durch wasserbauliche Eingriffe. Eine Überflutung der Auen ist nicht mehr möglich. Viele Arten sind in diesem Bereich für immer verschwunden.

Tierwelt

– Aus zoologischer Sicht stellte Wolfgang WERRES, Biologe an der Regierung von Niederbayern, fest, daß es im Tertiärhügelland nur noch wenige naturnahe Strukturen gibt. Hecken und Raine sind weitgehend verschwunden. Die Isolation von Tierpopulationen ist die erschreckende Folge. Besonders bedauernswert ist auch der Verlust von Grünland in Talagen. So wurden beispielsweise nach der Vilsregulierung, deren Ziel u. a. die Verbesserung der landwirtschaftlichen Nutzung war, weit ausgedehnte Grünlandflächen in Ackerland (für den Maisanbau) umgewandelt. Die Folgen für die Vogelwelt waren gravierend: Im Jahre 1972 wurden insgesamt 140 Brutpaare des Großen Brachvogels in diesem Gebiet gezählt, 1985 war die gesamte Brachvogelpopulation verschwunden!

Aber nicht nur die Veränderungen und Beeinträchtigungen der natürlichen Lebensgrundlagen machen Sorgen. Auch soziologische Entwicklungen beinhalten erhebliche Probleme.

So ist bei der Berufsausbildung zum Landwirt laut Herrn LEGNER eine „gravierende Erosion“ im Gange. Der prozentuale Anteil der Auszubildenden in den Haupterwerbsbetrieben nimmt immer mehr ab. Der Berufsnachwuchs landwirtschaftlicher Kräfte hat sich in den letzten vier Jahren fast halbiert.

Über die Waldwirtschaft in der Region 13 referierte der LtD. Forstdirektor Erich HAUBOLD von der Oberforstdirektion Regensburg. Nach seinen Ausführungen war die Regionsfläche – von einigen wenigen Ausnahmen abgesehen – fast gänzlich

von Eichen-Hainbuchenwäldern und Tannen-Buchenwäldern bedeckt. Heute sind nur noch 22 % der Fläche der Landshuter Region mit Wald bestockt. Das Bewaldungsprozent liegt damit deutlich unter dem bayerischen Durchschnitt mit 33 %. Die vorherrschende Baumart ist heute die Fichte mit 59 % Anteil, gefolgt von der Kiefer mit 33 %. Der Laubholzanteil beträgt nur 8 %. Der Wald liegt als Privatwald zu über 90 % in bürgerlicher Hand, 6 % sind Körperschaftswald und nur 3,3 % sind Staatswald.

Um die Situation von Natur und Landschaft in der Region Landshut zu verbessern, wurden im Laufe des Seminars etliche konstruktive Vorschläge unterbreitet und Forderungen gestellt, die sich folgendermaßen zusammenfassen lassen:

aus der Sicht des Gewässerschutzes (SCHULTE):

- Verbesserung der Gewässergütesituation durch verstärkten Bau von Kläranlagen, incl. der dritten Reinigungsstufe zur Eliminierung von Stickstoff und Phosphor
- Ausweisung extensiv genutzter Uferstreifen
- Notwendigkeit des Umdenkens in der Wasserwirtschaft in Richtung naturnaher Wasserbau und Renaturierung geschädigter Gewässer
- Überdenken des Begriffes „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ ist dringend erforderlich
- denn: „Fließgewässer sind das Gefäßsystem einer Landschaft. Werden sie zu stark belastet, dann entsteht Infarktgefahr!“

aus der Sicht der Waldwirtschaft (HAUBOLD)

- Erhaltung und Vermehrung des Waldes, v. a. des Auwaldes ist dringend erforderlich
- Vorrangflächen für Kies-, Lehm- und Betonabbau in Waldgebieten dürfen auf keinen Fall vermehrt werden
- es müssen standortgerechte Mischwälder geschaffen werden; Stabilisierung der Bestände mit Eiche und Buche
- keine Düngung im Wald
- keine Zupflanzung von Feuchtwiesen
- eine weitere Zerschneidung des Waldes durch Verkehrs- und Leitungstrassen muß unterbleiben
- Waldränder sind von Bebauung freizuhalten
- vorgeschlagene Bannwälder müssen endlich als solche ausgewiesen werden

aus faunistischer Sicht (WERRES)

- Sicherung ungestörter Rast- und Brutgebiete für Wasservogel an Inn und Isar
- Entwicklung strukturreicher Mischwälder im Tertiärhügelland
- Renaturierung der Flußauen im Tertiärhügelland
- Renaturierung der Feldflur im Tertiärhügelland
- Abpufferung naturnaher Lebensräume durch extensiv genutzte Bereiche

- Sicherung der Hangleitenwälder im Isartal
- Sicherung der Altwasser- und Auwaldbereiche entlang der Isar
- Aufbau eines Verbundsystems für die Trockenstandorte im Isartal incl. Pflege der Flächen

– großflächige Sicherung, Renaturierung und Pflege der Niedermoorbereiche im Isartal

aus der Sicht des Naturschutzes (Prof. Dr. B. STÖCKLEIN, Fachhochschule Weihenstephan, Abteilung Schönbrunn)

- Erstellung eines Pflegekonzeptes für Amphibienlaichgewässer
- Schaffung von Pufferzonen, z. B. im Umgriff des Naturschutzgebiets Rosenau
- bessere Überwachung der Schutzgebiete
- Erhaltung des Kulturerbes „Kulturlandschaft“
- Verbesserung der personellen Ausstattung in den Naturschutzbehörden

Curt LEFFLER, LtD. Regierungsdirektor an der Regierung von Niederbayern, stellte in seinem Referat zum Thema „Regionalplanung, Siedlungswesen und Erholungsverkehr in der Region 13“ folgende Aspekte heraus:

- Der Mensch steht im Mittelpunkt der Raumordnung
- generelles Ziel der Regionalplanung ist die Schaffung gleichwertiger Lebensbedingungen
- die Regionalplanung hat Koordinationsfunktion; Kompromisse müssen notwendigerweise geschlossen werden; der Regionalplaner ist gewissermaßen ein Makler
- der Regionalplan kann nur einen Rahmen geben, er soll Entscheidungshilfe sein

- eine weitere Siedlungsentwicklung ist nur dort zu befürworten, wo echte Ansatzpunkte vorhanden sind
- Die Region 13 ist von der Grundstruktur her kein Fremdenverkehrsgebiet. Lediglich der Städtetourismus (Stadt Landshut) und der Heilbäderbesuch (Bad Birnbach) spielen eine Rolle.
- Eine Verbesserung des Naherholungsverkehrs ist möglich durch Ausweitung des Wanderwegnetzes und durch Schaffung eines Radwegenetzes
- der Badebetrieb an Baggerseen muß auf einige wenige Seen beschränkt bleiben

Zum Schluß der Veranstaltung wurden die Seminarteilnehmer im Rahmen einer Exkursion unter der Leitung von Oberregierungsrat Heinrich SCHLEDORN von der Regierung von Niederbayern zu einigen „Brennpunkten“ der Region Landshut geführt:

1. Das Isartal zwischen Landshut und Obaichbach

Zu beklagen sind hier vor allem Auwaldverluste, entstanden durch

- den Staustufenbau (Energiegewinnung und Flußsanierung)

- Rodungen für die Landwirtschaft
- Rodungen für Kiesabbau, vor allem bei Landau und für Städtebau nach dem Krieg auf Mitterwöhr in Landshut
- den Autobahnbau Landshut-Moosburg
- Bau der Kläranlage Landshut
- Bau der B 15 neu in Zukunft

Desweiteren wirken sich folgende Großprojekte nachteilig auf das Naturgefüge im Isartal aus:

- die Atomkraftwerke Isar 1+2
- der Autobahnbau
- BMW-Werk und andere Industrieanlagen
- starke Siedlungsentwicklungen (infolge des Flughafens München II erwartet man zusätzliche Impulse)

Es wird versucht, im Rahmen von Ausgleichsflächen in der Umgebung der Großprojektstandorte Landschaftsräume zu sichern und gegebenenfalls zu entwickeln.

2. Tertiärhügelland

Als wichtigste Probleme „vor Ort“ wurden angesprochen:

- Bodenerosion
- Eutrophierung von Gewässern im Quellbereich
- Entwässerungen in Quellbereichen
- Verbauung der Bäche, z.T. Verrohrung
- Umbruch von Bachauen
- Vordringen der Fichten in Laubwälder

Die Vilstalsanierung durch die Wasserwirtschaft- und Flurbereinigungsverwaltung wirkte sich unterhalb des Vilstalsees folgendermaßen aus:

- Grünland wurde weitestgehend in Ackerland umgewandelt
- die Biotopdichte ist um den Faktor 2-3 schlechter als oberhalb des Vilstalsees
- Storch und Brachvogel sind aus dem Vilstal verschwunden

Abschließend kann festgestellt werden, daß die Region Landshut aus der Sicht des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Vergleich zu anderen bayerischen Regionen tatsächlich eine Region mit „viel Sand und wenig Edelsteinen“ ist. Es ist deshalb gerade hier dringend erforderlich, durch gezielte Maßnahmen für den Schutz, die Pflege und Entwicklung der Natur zu sorgen.

Dr. Reinhold Schumacher, ANL

18.-20. Oktober 1988 Eching

Seminar

Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz

Seminarergebnis:

Die Erhaltung sauberen Wassers, gesunden Bodens und einer artenreichen Tier- und Pflanzenwelt ist eng mit der Sicherung von Arbeitsplätzen verknüpft. Wer also nitratarmes Trinkwasser und typische Landschaften erhalten und gleichzeitig die Arbeitslosenzahlen abbauen will, muß weit mehr im Naturschutz investie-

ren. So etwa könnte man das Ergebnis des Seminars „Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz“ umschreiben. Die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) hatte zu diesem Thema Experten für drei Tage nach Eching im Landkreis Freising eingeladen.

Der Seminarleiter Johann SCHREINER, Biologe an der ANL, betonte, daß es wegen hoher Arbeitslosenzahlen einerseits und offensichtlicher Defizite im Naturschutz andererseits unumgänglich sei, hierfür deutlich mehr staatliche Mittel einzusetzen. Ein wichtiges Feld sei in diesem Zusammenhang die Landwirtschaft. Naturschutzprogramme wie das bayerische Landschaftspflegeprogramm und das Kulturlandschaftsprogramm können landwirtschaftliche Existenzen sichern. Allerdings muß dazu die Finanzausstattung drastisch erhöht werden, betonte Georg WIMMER vom Bayerischen Bauernverband, München. Naturschutzprogramme, wie sie derzeit angeboten werden, können den Strukturwandel, also den ständigen Rückgang der Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe und damit den Verlust von Arbeitsplätzen in der Landwirtschaft, nicht aufhalten. Wimmer forderte in diesem Zusammenhang, die Gelder für die Flächenstilllegung sinnvoller einzusetzen.

Die gleiche Feststellung traf Prof. Dr. Karl-Hermann HÜBLER von der Technischen Universität Berlin. Er kritisierte, daß die Flächenstilllegung, wie sie derzeit betrieben werde, für Naturschutz sehr wenig bringe, weil sie vor allem in ohnehin wenig intensiv genutzten Gebieten stattfinde. Daraus ergeben sich ein geringer Marktentlastungseffekt, eine geringe ökologische Effizienz und sogar eine Beschleunigung des Strukturwandels in peripheren Gebieten. Als Grundlage für eine zukunftsorientierte Naturschutz- und Landwirtschaftspolitik forderte Hübler ein Konzept eines regionalen Verbreitungsmusters der Flächennutzungen in der Bundesrepublik.

Die enge Verflechtung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz betonte auch Rolf WERNER vom Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim. Er stellte die Wirkungen agrarumweltpolitischer Maßnahmen auf Betriebseinkommen und Umwelt vor. Eine Entwicklung hin zu einer umweltverträglichen Landwirtschaft, mit Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers, des Bodens und der Artenvielfalt würde für die gesamte bundesdeutsche Landwirtschaft Einkommensverluste etwa in der Höhe von 3 Milliarden DM bringen. Diese könnten für erbrachte Umweltleistungen ausgeglichen werden. Das sind rund 5,5 Prozent ihrer gesamten Verkaufserlöse. Werner wies darauf hin, daß die Lösung dieser Probleme für viele landwirtschaftliche Betriebe eine Überlebensfrage sei. Denn nur wenige Betrie-

be könnten dem Einkommensdruck standhalten, der entsteht, wenn zuerst die Marktprobleme und erst dann die Umweltprobleme gelöst werden müssen.

Der Beitrag von Graham TAYLOR von der Countryside Commission, die zuständig für die englischen Nationalparks ist, zeigte, daß mit Naturschutzmitteln einer drohenden landwirtschaftlichen „Entleerung“ von Gebieten mit ungünstigen Erzeugungsbedingungen begegnet werden kann. Die Nationalparke liegen fast alle in solchen Gebieten! Taylor betonte die enge Zusammenarbeit der englischen Nationalparkverwaltungen mit Landwirtschaft, Kleinindustrie und Fremdenverkehrswirtschaft, um Bevölkerungsstruktur und Natur zu erhalten. Die Förderung landwirtschaftlicher Betriebe kann also nicht nur deren Existenzen sichern, sondern auch die davon abhängigen Berufszweige (z.B. Fremdenverkehr) und letztlich den gesamten Arbeitsmarkt in diesen Gebieten.

In der darauf folgenden Diskussion wurde die Notwendigkeit deutlich, die Konsequenz des drohenden Verschwindens von 60 % der bayerischen Landwirtschaftsbetriebe in absehbarer Zeit auf die Landschaften zu untersuchen. In einem Modellgebiet, z.B. dem Naturpark „Vorderer Bayerischer Wald“, sollten die Auswirkungen eines großflächigen Erlöschens der landwirtschaftlichen Produktion auf die Landschaft und die gesamte Wirtschaft in einem Szenario untersucht werden und Strategien zur Erhaltung einer flächendeckenden extensiven Landwirtschaft entwickelt werden.

Von den Schwierigkeiten, die Notwendigkeit von Aufwendungen im Naturschutz der Öffentlichkeit bewußtzumachen, berichtete Ministerialdirigent Rainer BERGWELT vom Bayerischen Umweltministerium. Im Gegensatz zu den investiven Maßnahmen im technischen Umweltschutz wie dem Bau von Kläranlagen, von Abgasreinigungsanlagen und der Müllverwertung sind Maßnahmen im Naturschutz in ihren Auswirkungen auf Arbeitsplätze nur schwer meßbar. Es müsse jedem klar sein, daß staatliche Mittel im Naturschutz ebenso der Sicherung des Gemeinwohls dienen wie Aufwendungen für eine adäquate Ausbildung, die Kultur oder die Sicherheit.

Vor diesem Hintergrund hielt Bergwelt etwa 200 zusätzliche Stellen für Naturschutzfachleute im bayerischen öffentlichen Dienst für notwendig. Dazu käme noch die gleiche Zahl für Verwaltungskräfte. Ausgangspunkt seiner Überlegungen war, daß die Arbeitskraft des Naturschutzfachmanns heute fast ausschließlich fremdbestimmt sei und für Arbeiten wie Umsetzung von Naturschutzprogrammen, Öffentlichkeitsarbeit und Biotopkartierung oft keine Zeit sei. Wenn ein Naturschutzfachmann in einem Landkreis allein 44 Flurbereinigungsverfahren am Hals habe, bleibe die eigentliche Na-

turschutzarbeit auf der Strecke. Ziel ist es, 50 % der Arbeitskraft für nicht fremdbestimmte Arbeiten zur Verfügung zu haben.

Neue Berufsfelder im Naturschutz ergeben sich nach Ansicht mehrerer Referenten durch eine verstärkte Umsetzung der Naturschutzgesetzte.

Maßnahmen zum Ausgleich von Eingriffen in die Natur, Eingrünungsmaßnahmen, Rekultivierung und Renaturierung sowie Bau, Pflege und Verpflanzung von Biotopen erfordern Spezialisten für Bestandsaufnahmen, für die Planung und für die praktische Ausführung. Hier eingesetzte Mittel sichern langfristig sowohl Funktionen im Naturhaushalt als auch Arbeitsplätze.

Dr. Harald PLACHTER, Diplom-Biologe am Bayer. Landesamt für Umweltschutz, stellte in diesem Zusammenhang als neues Berufsfeld das des freiberuflichen Naturschutz-Biologen vor. Dieser werde mit Grundlagenuntersuchungen beispielsweise zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Bauvorhaben betraut. Er erhalte Aufträge von Naturschutzbehörden oder im Naturschutz tätigen Organisationen, beispielsweise zur Kartierung von Schutzgebieten oder zur Erstellung von Pflegeplänen. Er führe Beweissicherungen beispielsweise zur Ermittlung langfristiger Auswirkungen von Baumaßnahmen auf den Naturhaushalt durch oder arbeite bei der Erstellung von Landschaftsplänen mit. Plachter kritisierte, daß eine Naturschutzforschung, die ja weit über eine ökologische Forschung hinausgeht, in der Bundesrepublik kaum stattfindet. Die Institutionalisierung der Naturschutzforschung sei besonders dringend.

Das Expertenwissen, nicht nur von Biologen, sondern darüber hinaus von Spezialisten der Datenverarbeitung, Luftbildauswertung, Geowissenschaften, Landwirtschaft und des Umweltrechts gewinnt zunehmende Bedeutung in der Landschaftsplanung. Wolf STEINERT, Landschaftsarchitekt aus Nürnberg, zeigte, daß mit einem Anstieg der Zahl der Landschaftsarchitekten und der Anforderungen an die Landschaftsplanung auch der Bedarf an, wie er es nannte, Experten steige. Er wies auch auf einen weiteren beschäftigungspolitischen Aspekt hin, nämlich daß eine Landschaftsplanung Auslöser für eine Vielzahl von Folgeplanungen und Maßnahmen sein könne. So seien für die Landesgartenschau in Dinkelsbühl 5 Millionen DM staatliche Fördermittel zur Verfügung gestanden. In der Folge seien dazu 5 Millionen DM städtische Mittel gekommen und noch einmal die 3-5fache Summe sei im Privatbereich investiert worden. Gezielte Fördermaßnahmen in der Landschaftsplanung könnten so einen Schneeballeffekt auslösen.

Daß ähnliches auch für Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen gilt, konnte Christl

HERMANN-KIRSCHWENG, Verwaltungsrätin im Landesarbeitsamt Südbayern, München, zeigen. Viele über ABM geförderte Tätigkeiten zeigen sich nach einer bestimmten Zeit als unentbehrlich und münden dann in neue Dauerarbeitsplätze. Bayernweit werden derzeit 6000 Personen bei einem Fördervolumen von 23 Millionen DM im Naturschutz über ABM beschäftigt. Es sei zu erwarten, daß davon 40 % einen Dauerarbeitsplatz bekommen würden. Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen hätten sich als wichtiges Instrument erwiesen, neue Marktnischen, gerade im Naturschutz, aufzutun.

Von den gleichen Erfahrungen konnte Friedrich W. GEORG, Leiter des Naturschutzzentrums Hessen, Wetzlar, berichten. In seinem Bundesland würden ABM-Stellen für Umweltberater bei den Kommunen eingerichtet. Deren Tätigkeit erstreckt sich von der Bürgerberatung, z.B. in Energiefragen, über Pflege und Neuschaffung von wertvollen Biotopen bis hin zur Tätigkeit im Naturschutz-Vollzug. Die Ausbildung erfolge im wesentlichen am Naturschutzzentrum. Viele dieser Stellen würden sich nach kurzer Zeit als unentbehrlich erweisen. Es sei damit zu rechnen, daß ca. 200 Gemeinden in Hessen einen Umweltberater einstellen.

Einen „Blick über den Zaun“ wagte Manfred FUCHS, Diplom-Biologe an der ANL, indem er Aufgabenfelder entwickelte, die die Arbeitswelt insgesamt prägen dürften. Er betonte, daß die in Gang gekommene Wertediskussion eine Beschränkung auf rein biologische Sachverhalte nicht zulassen wird. Die Tätigkeit freiberuflicher Biologen und Ökologen werde hiervon ebenso berührt wie die Forschungsbereiche der Universitäten. Bei allen Bildungseinrichtungen, im Bereich der schulischen Erziehung und Erwachsenenbildung werde Naturschutzvermittlung ein Schwerpunkt sein.

Als Kernaussage hob Fuchs hervor, daß Aufgaben wie Naturschutzplanung, Effizienzkontrolle und Umweltverträglichkeitsprüfung die Arbeitsfelder im Naturschutz bestimmen werden. Darüber hinaus bekomme aber der Gedanke vom Naturschutz als gesamtgesellschaftliche Aufgabe zunehmendes Gewicht und hierin liege die eigentliche Arbeitsplatzrelevanz. Bestehende Berufsbilder und Aufgabenfelder außerhalb des originären Naturschutzes, in weiten Bereichen von Wissenschaft, Bildung, Wirtschaft, Industrie, Verwaltung und Politik erführen eine grundlegende Erweiterung, die entscheidend zur Neuschaffung und Sicherung von Arbeitsplätzen beitragen werde.

Johann Schreiner, ANL

22./23. Oktober 1988 Trebgast

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Referate und Diskussionen zu den Themen: wie 27./28. Februar

22./23. Oktober 1988 Laufen

Sonderveranstaltung

„Naturschutzvermittlung für Jugendleiter des DAV“

in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Alpenverein (DAV)

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Störungen der Tierwelt durch Bergsport-Aktivitäten im Sommer und Winter (Dr. Werner d'Oliere-Oltmanns); Vegetationsveränderungen und Schädigungen ganzer Lebensräume im Gebirge durch Erholungssuchende (Dr. Thomas Schauer); Erholungsaktivitäten und ihre Auswirkungen im außeralpinen Bereich (Dr. Herbert Preiß); Die Alpen als Problemraum: Massentourismus, Waldsterben und Rückzug der alpinen Landwirtschaft (Karl-Heinz Rochlitz).

24.-28. Oktober 1988 Laufen

Praktikum 4.6

„Flechten“

Referate, Übungen, Exkursionen; Programmpunkte:

Einführung: Die Natur der Flechten, Stellung im System der Pflanzen, Anatomische und morphologische Grundlagen; Mikroskopische Übungen; Vegetative und generative Bildung des Flechtenthallus; Einführung in Bestimmung, Sammeln und Herbarisieren von Flechten mit Bestimmungsübungen; Physiologie der Flechten, Flechtenstoffe, Chemotaxonomie; Extrahieren von Flechtenstoffen mit Übung; Bestimmungsübungen; Exkursion mit Übungen: Flechten als Zeiger der Luftqualität; Ganztagesexkursion „Silikatflechten des Salzburger Landes“; Ökologie der Flechten; Flechten als Bioindikatoren; Bestimmungsübungen; Exkursion im Vorfeld des Nationalparks; Zusammenfassung: Literatur, Veränderung der Flechtenvegetation, Naturschutzfachliche Aspekte.

29./30. Oktober 1988 Neu-Ulm

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Referate und Diskussionen zu den Themen: wie 27./28. Februar

5./6. November 1988 Deggendorf

Lehrgang 3.5

„Naturschutzwacht-Fortbildung“

Referate und Diskussionen zu den Themen: wie 27./28. Februar

7.-11. November 1988 Laufen

Lehrgang 3.1

„Naturschutzvermittlung und Argumentationstraining“

Referate und Diskussionen zu den Themen: wie 18.-22. Jan.

7.-9. November 1988 Rhön Parkhotel
Sonderveranstaltung
Bayerische Naturschutztag 1988
Jahrestagung der amtlichen Fachkräfte für Naturschutz und Landschaftspflege
Thema „Naturschutz und Forst“
Gemeinsame Veranstaltung des Bayer. Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Programmpunkte:

Montag

Begrüßung (Rainer Bergwelt, Dr. Wolfgang Zielonkowski);

Vorträge: Prof. Dr. Richard Plochmann, Prof. Dr. Ulrich Ammer;

Arbeitskreise:

Arbeitskreis 1 – Ökologisches Potential (Wolfgang Fleder, Wolfgang Deixler, Johann Schreiner)

Arbeitskreis 2 – Schutz von Flächen und Bestandteilen (Gerald Klemm, Walter Brenner, Heinrich Krauss)

Arbeitskreis 3 – Anwendung der Eingriffsregelung bei forstwirtschaftlichen Maßnahmen; Forstwegebau (Dr. Anton Schmidt, Dr. Günter Wiest, Dr. Herbert Preiß).

Arbeitskreis 4 – Gestaltung von Aufforstungen, Biotoppflege, Förderung (Reinhold Erlbeck, Dieter Mayerl, Dr. Michael Vogel)

Arbeitskreis 5 – Aus- und Fortbildung (Dieter Sedlmayer, Dieter Kadner, Reinhart Herzog).

7. Nov. 1988 (20 Uhr): Jahreshauptversammlung der Arbeitsgemeinschaft der amtlichen Fachkräfte für Naturschutz und Landschaftspflege (AgNe.V.)

Dienstag

Plenarsitzung: Berichte aus den Arbeitskreisen 1-4 durch die Vertreter der ANL; Diskussion;

Exkursion zu 3 Zielpunkten;

Mittwoch

Plenarsitzung – Begrüßung durch Herrn Staatssekretär Hans Spitzner;

1. Aktuelle Probleme bei Förderprogrammen des Naturschutzes und der Landwirtschaft;

2. Bericht aus dem Arbeitskreis 5;

3. Verschiedenes.

14.-18. November 1988 Reimlingen

Lehrgang 2.2

„Ökologie der Lebensräume und Lebensgemeinschaften“

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Waldränder, Hecken und Flurgehölze; Moore und Streuwiesen; Stillgewässer; Fließgewässer; Trockenrasen, Zwergstrauchheiden; Der Meteoritenkrater

Ries; Exkursion im Nördlinger Ries; Auwälder – Ökologische Zustandserfassung der bayer. Flußauen; „Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland“ – Darstellung biologischer Inhalte in den Medien und ihre Wirkung auf die Zuschauer (incl. Film); Diskussion über den Film; Lebensräume unserer Kulturlandschaft – Eine Zusammenschau.

17. November 1988 Freising

Seminar

Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz?

Seminarergebnis:

Der Natur zu mehr Recht verhelfen
Geistes- und Rechtswissenschaftler diskutieren über Rechte der Natur

Bäume gehen bekanntlich nicht zur Wahl, genausowenig wie Tiere! Ist die Natur deshalb unmündig oder rechtlos? Erwächst ihr Existenzrecht nur in Ausrichtung auf die gegebene Nützlichkeit für den Menschen? Diese und ähnliche Fragen waren Gegenstand eines Seminars der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Laufing, das im Kardinal-Döpfner-Haus auf dem Freisinger Domberg veranstaltet wurde. Über 80 Interessenten der Ministerien, Bezirksregierungen, „natur-relevanten“ Behörden, Vertreter von Naturschutzverbänden, Rechtswissenschaftler sowie die Umweltvertreter der bayerischen Diözesen waren gekommen.

Prof. Dr. Paul ERBRICH SJ vom Perchmanns-Kolleg München eröffnete den Reigen der Vorträge mit Ausführungen zum „Eigenrecht der Natur aus theologischer Sicht“. Er stellte heraus, daß sowohl der ältere wie der jüngere Schöpfungsbericht keinerlei Freibrief zur Zerstörung der Natur enthielten. Der Herrschaftsauftrag meine den „herrlichen“, nicht den „herrischen“ Menschen; der Pflegungsauftrag der sog. Priesterschrift verlange den Menschen als guten Bewahrer und Pflieger des Schöpfungsgartens. Der Regenbogen als Bundeszeichen zwischen Mensch und Gott, Zeichen wider eine neue Sintflut und Vertilgungskatastrophe, gelte ausdrücklich für Mensch und Tier, für alles Geschaffene. Zerstörung als Antischöpfung sei die Sünde unserer Zeit. Vitalste Interessen der Natur würden den nebensächlichsten Bedürfnissen der Menschen geopfert.

Ministerialdirigent Rainer BERGWELT vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen brachte „Eigenrechtsbetrachtungen der Natur aus der Sicht des Verwaltungsjuristen“ ein. Ausgehend von der Erkenntnis, daß jede Art eine „ökologische Planstelle“ und im Naturganzen eine Aufgabe habe, sei es dringend an der Zeit, die Natur um ihrer selbst willen zu schützen. Leider habe sich bei der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes der Schutz der Natur „an sich“ noch nicht im wün-

schenswerten Maße durchgesetzt. Er forderte eine „Rechtsverleihung“ an konkrete, z.B. abgrenzbare Lebensräume und könnte sich eine Rechtstreuhanderschaft seitens fachlich versierter Vereine wohl vorstellen. Wenn der Technische Überwachungs-Verein (TÜV) Techno-Systeme überprüfe, dann dürfe dies für die Ökosystem-Kontrolle durch vergleichbare Naturschutz-Institutionen nicht ausgeschlossen werden.

Prof. Dr. Hermann SOELL, Rechtswissenschaftler der Universität Regensburg, stellte „verfassungsrechtliche und rechtspolitische Überlegungen zum Eigenrecht der Natur“ an. Er kritisierte die schwache Rechtsstellung sowohl der Natur als auch der Naturschutzbehörden. Man wolle ja nicht in allen Fällen Vorrang für die Natur, doch müsse es beim Abwägen zumindest vom „Nachrang zum Gleichrang“ kommen, vom „Benehmen“ zum „Einvernehmen“. Eine neue und dringend verbesserungsbedürftige Verantwortlichkeit für die Natur bedürfe verstärkter, auch justitierbarer Stützen, dabei sei es realer, der Natur einen relativen, denn einen totalen Vorrang einzuräumen. Der Eigennutz des Menschen habe sich am Eigenwert der Natur zu orientieren. Bei Eingriffen in die Natur muß deshalb die Beweislast umgedreht werden.

Prof. Dr. Klaus MEYER-ABICH, Naturphilosoph mit Politikerfahrung aus Hamburg, behandelte das Thema „Gibt es Frieden mit der Natur?“. Gleich seinen Vorrednern sprach er sich für eine aufgeklärte Anthropozentrik aus, die aus Einsicht die Umwelt zur Mitwelt werden lasse. Die Logik des Eigennutzes sei in ihrer Kurzsichtigkeit nicht geeignet, „das Sägen am eigenen Ast“ zu unterbinden. Das Instrumentarium des Rechtsstaates bedarf dringend der Weiterentwicklung, denn der Natur gegenüber hätten wir noch kaum Tyrannis und Feudalstadium überwunden. Der Frieden mit der Natur, der untrennbar auch mit dem Menschenfrieden verbunden sei, kann nach Meyer-Abichs Meinung nur „die Frucht der Annahme ihrer Rechte“ sein.

Dr. Bernhard IRRGANG vom Institut für Moraltheologie der Universität München machte sich in seinen Ausführungen für einen „methodischen Anthropozentrismus“ stark und glaubte, vor einer „naturalistischen Aushöhlung“ der menschlichen Sonderstellung warnen zu müssen. In seinen Aussagen zur „Solidarität mit der Natur“, die Thema seines Vortrags war, vertrat er die Ansicht, daß sie deutlich zwischen dem Menschen und dem Quasi-Subjektcharakter der Natur zu unterscheiden habe, was zu kontroverser Diskussion der Seminarteilnehmer führte.

Der Staatsanwalt am Oberlandesgericht München, Wolfgang HEIMPEL, und der Richter am Verwaltungsgericht Regensburg, Peter FISCHER-HÜFTLE, sprachen

chen sich in ihrem Koreferat „über die Ahndung von Rechtsverstößen gegen die Natur“ deutlich für eine Weiterentwicklung des Strafrechtes aus, denn Umweltzerstörung sei weder eine Bagatelle, noch dürfe sie sich gar lohnen.

Dr. Josef Heringer, ANL

24. November 1988 Laufen
Sonderveranstaltung
Bäume in Siedlung und Landschaft

Ein Informationsabend der ANL in der Salzachhalle in Laufen mit folgenden Programmpunkten:
Begrüßung; Begrüßung durch Bürgermeister Johann Dirnberger; Lichtbildervortrag: Bäume – Geschichte, Schönheit und Schutz (Dr. W. Zielonkowski); Kurzreferate der Landräte Martin Seidl (BGL) und Leonhard Schmucker (TS) zum Thema: Erhaltung von Bäumen – eine Aufgabe der Bürger, Gemeinden und Landkreise; Ehrungen von Grundbesitzern mit besonders schutzwürdigen Baumexemplaren durch Überreichung der entsprechenden (gerahmten) Fotos.

5.-9. Dezember 1988 Ottobrunn

Lehrgang 1.5
„Rechtsfragen des Naturschutzes“

Referate und Diskussionen: wie 18.-22. Januar

Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderveranstaltungen der ANL

16. Januar 1988
„Lebensraum Boden“
Landesverband für Gartenbau und Landespflege e. V.

Rosenheim
(HERINGER)

26. Januar 1988
„Naturschutz in Flurbereinigungsverfahren“ Verband der Teilnehmergeinschaften Flurbereinigung

Ansbach
(HERINGER)

26. Januar 1988
„Naturschutz und Stadtökologie“ anlässlich einer Dienstbesprechung für städt. Umweltbeauftragte des Schulreferats München

Fortbildungsstätte **Achatsried**
(JOSWIG)

5. Februar 1988
„Naturschutz und Landwirtschaft“
Verband der landwirtsch. Absolventen

Friedberg
(HERINGER)

8. Februar 1988
„Aufgaben und Ziele der Naturschutzwacht“

Bayer. Bauernverband
Herrsching
(KRAUSS)

18. Februar 1988
„Naturschutz in der Kulturlandschaft“
Almwirtschaftl. Verein Oberbayern

Bad Feilnbach
(SCHREINER)

22. Februar 1988
Mitwirkung in der Jury des Jugendwettbewerbes „Die Natur ist einmalig“

Bayer. Sparkassen- und Giroverband
München
(KRAUSS)

28. Februar 1988
„Naturschutz im Dorf“
Kreisverband für Gartenbau und Landespflege

Bamberg
(HERINGER)

3. März 1988
„Naturschutz und Landschaftspflege in der Agrarlandschaft“ Staatl. Führungsakademie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (FüAK)

München
(KRAUSS)

8. März 1988
„Sind 10 % Fläche für Naturschutz genug?“

Landesbund für Vogelschutz
Regensburg
(SCHREINER)

10. März 1988
„Boden, bedrohte Ressource“
Bildungswerk u. Bund Naturschutz (BN)
Rosenheim
(HERINGER)

17. März 1988
„Der Flächenanspruch im Naturschutz“
Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau

Freising
(SCHREINER)

18. März 1988
„Natur und Landschaft in der Volksmusik“

Volksmusiktage der Stadt **Wasserburg**
(HERINGER)

19. März 1988
„Landschaftspfleglicher Tourismus“
Internationale der Naturfreunde

Frankfurt
(HERINGER)

21. März 1988
„Naturschutz u. Jugendarbeit“
Kreisjugendring Berchtesgadener Land

Bad Reichenhall
(HERINGER)

22. März 1988
„Fachplanungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege“

Staatl. Führungsakademie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (FüAK)

München
(KRAUSS)

26. März 1988
„Ziele und Aufgaben des Naturschutzes“
Podiumsdiskussion beim Club der

Niederösterreichischen Landtagsabgeordneten

Bad Vöslau (NÖ)
(KRAUSS)

7. April 1988
„Exkursion ins Schönrammer Filz“
Wanderführerlehrgang für Studienreferendare

Laufen
(JOSWIG)

7. April 1988
„Zoologische Bestimmungskriterien“
Fachhochschule Weihenstephan

Freising-Weihenstephan
(SCHREINER)

9. April 1988
„Ökologische Rahmenuntersuchung zum Donauausbau Straubing-Vilshofen“
Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern

Amberg
(SCHREINER)

14. April 1988
„Zoologische Aspekte der Gestaltung und Pflege von Wäldern und Hecken“

Fachhochschule Weihenstephan
Freising-Weihenstephan
(SCHREINER)

15. April 1988
„Der Flächenanspruch im Naturschutz“
Ornithologische Gesellschaft in Bayern
München
(SCHREINER)
20. April 1988
„Feuchtbiotope in Bayern“
Österreichische Gesellschaft für Ökologie
Wien
(SCHREINER)
21. April 1988
„Feuchtbiotope im Rupertiwinkel“
VHS-Laufen
Kirchanschörling
(SCHREINER)
22. April 1988
„Feuchtbiotope in der Gemeinde
Kirchanschörling“
VHS-Laufen
Kirchanschörling
(SCHREINER)
22. April 1988
„Natur- und Umweltschutz im Gebirge –
Probleme des Wintersports“
Referat bei einem Fortbildungslehrgang für Polizei-Bergführer
Fortbildungsinstitut der Bayer. Polizei
Bergunterkunft der Bayer. Grenzpolizei
Sudelfeld (Lkr. Miesbach)
(PREISS)
22. April 1988
„Naturschutz in der Stadt“
Bund Naturschutz (BN)
Kolbermoor
(HERINGER)
28. April 1988
„Zoologische Aspekte der Gestaltung
und Pflege von Fließgewässern“
Fachhochschule Weihenstephan
Freising-Weihenstephan
(SCHREINER)
4. Mai 1988
„Naturschutzbelange im Umfeld des
bäuerlichen Wohnhauses“
Staatl. Führungsakademie für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
München
(KRAUSS)
5. Mai 1988
„Zoologische Aspekte der Gestaltung
und Pflege von Wiesen und Rasen“
Fachhochschule Weihenstephan
Freising-Weihenstephan
(SCHREINER)
6. Mai 1988
„Naturschutz in der Landwirtschaft“ mit
Exkursionsführung rund um den Abtsee
für Absolventen der Landbauschule
Landsberg a.L.
Laufen
(MALLACH)
17. Mai 1988
„Ökologische Aspekte der Dorferneuerung“
Staatl. Führungsakademie für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
München
(HERINGER)
19. Mai 1988
„Arten- u. Biotopschutz“
Fortbildungsinstitut der Bayer. Polizei
Ainring (BPFJ)
Ainring
(JOSWIG)
31. Mai 1988
„Wünsche des Naturschutzes an die
Hochschulen“
Referat im Rahmen der „Ringvorlesung
Naturschutz“ im Sommersemester 1988
an der Universität Regensburg
Regensburg
(FUCHS)
6. Juni 1988
„Eingriffe der Menschen in den Natur-
haushalt“
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
und
Evangelische Akademie Tutzing
Tutzing
(HERINGER)
7. Juni 1988
„Umwidmung landwirtschaftlich genutzter
Flächen für Naturschutzzwecke“
Staatliche Führungsakademie für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
(FüAK),
Schernfeld
(SCHREINER)
7. Juni 1988
„Nationalpark Berchtesgaden“
Obst- u. Gartenbauverein
Altötting
(PREISS)
9. Juni 1988
„Natur und Landschaft im Wandel“
Einführungsreferat zur Ausstellung der
ANL
Dachau
(KRAUSS)
9. Juni 1988
„Zoologische Aspekte der Gestaltung
und Pflege von Abbauflächen
Fachhochschule Weihenstephan
Freising-Weihenstephan
(SCHREINER)
11. Juni 1988
„Das Wiesenbrütergebiet Haarmoos“
Landesbund für Vogelschutz
Laufen
(SCHREINER)
14. Juni 1988
„Exkursion: Regionale Schwerpunkte
des Naturschutzes“
Staatl. Schulamt Traunstein
Lkr. Berchtesgadener Land
(HERINGER)
16. Juni 1988
„Naturschutz in Mooren“
Fortbildungsinstitut der Bayer. Polizei
(BPFJ) Ainring
Exkursion im **Lkr. BGL**
(HERINGER)
21. Juni 1988
„Möglichkeiten der Landwirtschaft, den
ökologischen Wert verschiedener Lebensräume
zu verbessern“
Seminar „Naturschutz und Landwirtschaft“
Landwirtschaftl. Bildungszentrum
Solothurn (Schweiz)
(FUCHS)
23. Juni 1988
„Ökologische Aspekte der Dorferneuerung“
Staatl. Führungsakademie für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
Schweinfurt
(HERINGER)
- 27./28. Juni 1988
„Greifvogelkunde und Rechtsgrundlagen
der Falknerei bei Falknerprüfung“
Regierung von Niederbayern
Landshut
(SCHREINER)
29. Juni 1988
„Umwidmung landwirtschaftlich genutzter
Flächen für Naturschutzzwecke“
Staatliche Führungsakademie für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
Schernfeld
(SCHREINER)
1. Juli 1988
„Naturschutz und Isarsanierung“
Landesbund für Vogelschutz
Plattling
(SCHREINER)
2. Juli 1988
„Exkursionsleitung durch das Schönrammer
Filz“
Laufen
(KRAUSS)
3. Juli 1988
„Naturkundliche Wanderung in den
Salzschauern“
Bund Naturschutz
Laufen
(SCHREINER)
7. Juli 1988
„Zoologische Aspekte der Gestaltung
und Pflege von Biotopen im Siedlungs-
bereich
Fachhochschule Weihenstephan
Freising-Weihenstephan
(SCHREINER)
7. Juli 1988
„Die untere Salzach – ein Grenzfluß im
Spannungsfeld zwischen Natur und Korrektur“
Institut für Physische Geographie der
Freien Universität Berlin
Berlin
(SCHUMACHER)

8. Juli 1988
Begehung des Ainringer Moores
mit dem
CSU-Arbeitskreis „Umweltsicherung
und Landschaftsplanung“ im Kreisver-
band BGL
Ainringer Moor
(JOSWIG)
12. Juli 1988
„Artenschutz im Naturschutz-Vollzug“
im Rahmen einer Ringvorlesung an der
Universität Regensburg
Regensburg
(SCHREINER)
12. Juli 1988
„Fragen des Naturschutzes und der
Landschaftspflege“
Staatl. Führungsakademie für Ernäh-
rung, Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
München
(KRAUSS)
14. Juli 1988
„Naturschutz – Grundlagen und Ziele“
Staatl. Führungsakademie für Ernäh-
rung, Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
München
(FUCHS)
19. Juli 1988
„Naturschutz u. Landschaftspflege“
CSU-Frauenunion Altötting
Laufen
(JOSWIG)
20. Juli 1988
„Umwidmung landwirtschaftlich genutz-
ter Flächen für Naturschutzzwecke“
Staatl. Führungsakademie für Ernäh-
rung, Landwirtschaft und Forsten
(FüAK) – München
Schernfeld
(SCHREINER)
21. Juli 1988
„Biotop- und Artenschutz“
für Hessische Forstreferendare im Rah-
men der „Reisezeit“
Laufen
(JOSWIG)
23. Juli 1988
„Schöpfungsverantwortung und
Umweltgestaltung“
Kolpingswerk-Landesverband Bayern
Passau
(HERINGER)
6. August 1988
„Landschaftspflege im Salzach-Hügel-
land“
für Praktikanten der TU-Weihenstephan
Laufen (und Umgebung)
(HERINGER)
6. September 1988
Landschaftskundliche Exkursion in
Moorgebiete
für den Personalrat der Berufsschule
Mühdorf
Laufen (und Umgebung)
(HERINGER)
14. September 1988
„Ziele und Aufgaben des Naturschutzes“
Akademie für Lehrerfortbildung
Dillingen
Dillingen
(KRAUSS)
20. September 1988
„Schönheit und Eigenart der Landschaft
als Schutzziel“
Oberste Baubehörde (ZAPO-Lehrgang)
München
(HERINGER)
20. September 1988
„Ecological Research in the Floodplains
of the East-Bavarian Danube“
Universität Rennes
Rennes (Frankreich)
(SCHREINER)
23. September 1988
Exkursionsleitung ins Schönramer Filz
Laufen
(KRAUSS)
3. Oktober 1988
„Naturschutz – Grundlagen, Ziele,
Argumente“
Volkshochschule Freilassing
Freilassing
(KRAUSS)
4. Oktober 1988
„Ökologische Gesetzmäßigkeiten“
Volkshochschule Freilassing
Freilassing
(PREISS)
6. Oktober 1988
„Arten- u. Biotopschutz“ mit anschl.
Exkursion (Abtsee, Haarmoos, Schön-
ramer Filz)
Fortbildungsinstitut der Bayerischen
Polizei (BPFI) Ainring
Laufen
(SCHUMACHER)
10. Oktober 1988
„Naturschutz im Hausgarten“
Deutsche Umwelt-Aktion
Schliersee
(HERINGER)
13. Oktober 1988
„Pflanzen und Tiere der Mager- und
Trockenstandorte“
VHS-Laufen
Kirchanschörling
(SCHREINER)
19. Oktober 1988
„Ökologische Belange bei der Dorfer-
neuerung“
Staatl. Führungsakademie für Ernäh-
rung, Landwirtschaft und Forsten
(FüAK)
Bayrischzell (Lkr. Miesbach)
(HERINGER)
25. Oktober 1988
„Was kann die Flurbereinigung im
Naturschutz tun?“
Bayerischer Bauernverband
Herrsching
(SCHREINER)
29. Oktober 1988
„Aktuelle Entwicklungen im Natur-
schutz“
Ornithologische Arbeitsgemeinschaft
Ostbayern
Straubing
(SCHREINER)
8. November 1988
„Naturschutz im Aufgabenbereich
Staatl. Behörden“
Fortbildungsinstitut der Bayerischen
Polizei (BPFJ) Ainring
Ainring
(HERINGER)
15. November 1988
„Flächenbewertung im Naturschutz auf
der Basis von Bestandsaufnahmen der
Tier- und Pflanzenwelt“
Planungsbüro Schaller
Kranzberg
(SCHREINER)
23. November 1988
„Anforderungen des Naturschutzes an
die Dorferneuerung“
Grünberger Gehölz- u. Staudentage 1988
Grünberg (Hessen)
(KRAUSS)
23. November 1988
„Anforderungen des Naturschutzes an
die Dorferneuerung“
Bildungszentrum des Deutschen Garten-
baues e. V.
Grünberg (Hessen)
(HERINGER)
24. November 1988
„Naturschutz und Heimatpflege“
Kreisverband für Gartenbau und
Landespflege
Neu-Ulm
(HERINGER)
8. Dezember 1988
„Wasser als Ökofaktor“
Volkshochschule
Laufen
(HERINGER)
16. Dezember 1988
„Ökologische Wohlfahrtsleistungen der
Landwirtschaft“
Landvolkshochschule
Niederaltaich
(HERINGER)

Forschungsvergabe

(Stand: Juli 1989)

Abgeschlossene Arbeiten:

1983

EDELHOFF, Alfred (1983):
Auebiotope an der Salzach zwischen Laufen und der Saalachmündung – Ber. ANL 7, 4-36

RUNGE, Lothar (1983):
Untersuchungen über den Einfluß des Erholungsverkehrs auf die Ufervegetation des Abtsdorfer Sees

MELZER, Arnulf und SIRCH, Reinhold (1983):
Die Makrophytenvegetation des Abtsdorfer Sees – Angaben zur Verbreitung und Ökologie – Ber. ANL 11, 171-176

1984

GOPPEL, Christoph (1984):
Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen – Ber. ANL 8, 4-21

KINBERGER, Manfred (1984):
Torfstichregeneration am Beispiel des Kulbinger und Schönramer Filzes in Südost-Oberbayern; Veröff. in: PFDENHAUER, Jörg & KINBERGER, Manfred (1985): Ber. ANL 9, 37-44

SCHUBERT, Dieter (1984):
Waldgesellschaften der Salzachauen zwischen Laufen und der Mündung in den Inn

GEISER, Remigius (1984):
Entomologische Untersuchungen der Salzachauen bei Laufen

ULLMANN, Isolde (1984):
Straßenbegleitende Wildrasen und Staudengesellschaften in Unterfranken; Veröff. in: ULLMANN, Isolde & HEINDL, Bärbel (1986): «Ersatzbiotop Straßenrand»
– Möglichkeiten und Grenzen des Schutzes von basiphilen Trockenrasen an Straßenböschungen. – Ber. ANL 10, 103-118

1985

STANGL, Klaus (1985):
Die Waldgesellschaften der Alzauen

SCHRAG, Hermann (1985):
Waldgesellschaften der Hangleiten entlang der Salzach zwischen Laufen und der Mündung in den Inn

HANSEN, Richard (1985):
Die Pflanzenwelt der Bauerngärten um Laufen

LÖSCH, Siegfried und SEEWALDT, Dagmar (1985):
Stadtbiotopkartierung Laufen

HASLETT, John Richard (1985):
Eine einführende Studie zur Schwebfliegen-Gemeinschaft (Diptera: Syrphidae) in zwei Untersuchungsgebieten bei Laufen

PFDENHAUER, Jörg; POSCHLOD, Peter und BUCHWALD, Rainer (1985):
Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern (Methodik der Anlage und Aufnahme) – Ber. ANL 10, 41-60

SCHAUZ, Holger (1985):
Biotope aus zweiter Hand – Beispiele des Straßenbaus im Salzach-Hügelland

1986

MICHLER, Günther (1986):
Untersuchung der Seesedimente am Abtsdorfer See und am Waging-Tachinger See

CONRAD, Michaela (1986):
Sukzessionsgesellschaften im Bereich der Stauwurzeln der Staustufen zwischen Simbach und Neuhaus/Schärding

KRAUSS, Renate (1986):
Geowissenschaftlich schutzwürdige Objekte in Oberbayern (Landkreise Berchtesgadener Land und Traunstein)

LEHNER, Ingrid (1986):
Auebiotope entlang der Salzach zwischen Saalach-Mündung und Oberndorf

SCHAUER, Thomas (1986):
Die Ufer- und Unterwasservegetation des Höglwörther Sees und des Weidsees/Südost-Oberbayern

MICHIELS, Hans Gerd (1986):
Erhebung der potentiellen natürlichen Vegetation im Bereich der Inn-Jungmoräne unter Verwendung von Unterlagen und Karten der forstlichen Standortserkundung

DÖRING, Nikolaus (1986):
Die Entomofauna des Schönramer Filzes (Diurna, Carabidae)

MICHLER, Günther (1986):
Pollenanalytische Untersuchungen an Bohrkernen aus dem Waginger See und Abtsee

SCHMALZ, Klaus Volker (1986):
Untersuchungen zur Molluskenfauna des bayerischen Salzachtales zwischen Freilassing und Burghausen

WIRTH, Johanna (1986):
Untersuchung zur floristischen Ausstattung neuangelegter Hecken

SCHMID-HECKEL, Helmuth (1986):
Mykologische Untersuchungen im Schönramer Filz (Teil I)

PFDENHAUER, Jörg & BUCHWALD, Rainer (1986):
Anlage und Aufnahme geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen im Naturschutzgebiet Echinger Lohe – Ber. ANL 11, 9-26

FRITZSCH, Bernd & SITTENAUER, Jakob (1986):
Das Feinrelief des Haarmooses

BUCHWALD, Rainer (1986):
Experimentelle Dauerbeobachtung. – Konzeption für die «Streuwiese bei Moosen» (Obb.)

BUCHWALD, Rainer (1986):
Konzept zur Dokumentation und Inventarisierung phytozöologischer Daten

1987

BECKER, Werner (1987):
Zur pflanzensoziologisch-systematischen Stellung der Wälder und Gebüsch auf entwässerten Mooren

BOCK, Achim (1987):
Dokumentation alter Naturdenkmäler im Landkreis Altötting

BRUNS, Dietrich (1987):
Die Bedeutung von Abbaustellen im Hinblick auf die Entwicklung von Biotopbausteinen

KROGOLL, Bärbel (1987):
Veränderung der Vegetation und Grundwasserstände im Thalkirchner Moos seit 1955

PRASHNOWSKY, Alexander und KUHN, Magnus-Peter (1987):
Verteilung von Spurenelementen und organischen Substanzen im Einzugsgebiet des Abtsdorfer Sees

SCHMID-HECKEL, Helmut (1987):
Mykologische Untersuchungen im Schönramer Filz (Teil II)

1988

Bereich: Biologische Langzeitbeobachtung

MÜHLENBERG, Michael (1988):
Konzeptstudie: Dauerbeobachtung für Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren

MUHLE, Hermann und POSCHLOD, Peter (1988):
Konzeptstudie eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms in Kryptogamengesellschaften. – Veröff. in: Ber. ANL 13 (1989)

PFDENHAUER, Jörg (1988):
Methodik der Einrichtung geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen in Bayern (Testphase)

Forschungsgebiet „Straß“

BLÜMNER, Angelika (1988):
Limnologische Untersuchungen am Schinderbach im Gebiet Straß

BOSCH, Christof (1988):
Bodenkartierung im Gebiet Straß

KONRAD, Michaela (1988):
Vegetationskundliche Kartierung im Gebiet Straß

SEHM, Andreas (1988):
Aufnahme der im Gebiet Straß vorkommenden Libellenarten

WANNINGER, Ottmar (1988):
Quantitative Erfassung der Großschmetterlinge mit Darstellung ihrer Lebensraumansprüche im Gebiet Straß

1989

ZWECKL, Johann (1989):
Beschreibung der landschaftsgeschichtlichen Entwicklung des Gebietes Straß.

Forschungsgebiet „Salzach“
1988

BURGSTALLER, Brigitte und SCHIFFER, Roswitha (1988):

Kartierung der Auenvegetation zwischen Laufen und Freilassing im Maßstab 1:10000

WINDING, Norbert und WERNER, Sabine (1988):

Siedlungsgeschichte – Untersuchungen von Brutvögeln in den flußbegleitenden Wäldern der Salzach

Sonstige Arbeiten

BECKER, Werner (1988):

Dokumentation pflanzensoziologischer Aufnahmen aus Bayern

GRAF, Sabine (1988):

Aufbereitung von Daten und Materialien zur Geschichte des Naturschutzes

HASLBECK, Werner und Fa. JVL (1988):

Entwicklung eines Pflichtenheftes für PC-Programme zur Verwaltung und Auswertung von pflanzensoziologischen Aufnahmen und Tabellen

KÖSTLER, Evelyn und KROGOLL, Bärbel (1988):

Verbreitungstypen von Rote-Liste-Arten (Höhere Pflanzen)

1989

SCHIESSL, Ursula (1989):
Die Vegetation des Surtales

Laufende Arbeiten:

Bereich: Biologische Langzeitbeobachtung

MÜHLENBERG, Michael und ANL:
Langzeitbeobachtung für Naturschutz-Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren (Testphase)

PFADENHAUER, Jörg und Fa. JVL:
Einrichtung geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Zwecke des Naturschutzes (landesweite Anwendung)

Programmbegleitendes Forschungsvorhaben „Haarmoos“ (Lkr. Berchtesgadener Land) zum Programm „Schutz für Wiesenbrüter“

KORTENHAUS, Wolfgang:
Erfassung der Vegetationsstruktur im Haarmoos

SLOTTA-BACHMAYR, Leopold:
Untersuchungen zur Ökologie der im Haarmoos brütenden Vogelarten

Fa. ÖKO-GRAPH:
Untersuchungen zur Entomofauna und Amphibienfauna im Haarmoos

Forschungsgebiet „Straß“

GRAUVOGEL, Michael:
Erfassung der Wasserinsektenfauna des Schinderbaches im Gebiet Straß

HASLETT, John:
Qualitative Erfassung der Schwebfliegenarten im Gebiet Straß

SCHMALZ, Klaus-Volker:
Qualitative Bestandserfassung der Moluskenarten im Gebiet Straß

STARK, Ulrike:
Qualitative Erfassung der Heuschreckenarten im Gebiet Straß

*Forschungsgebiet „Salzach“
(Untersuchungen zur Sicherung und Renaturierung des Salzach-Auen-Ökosystems)*

DIEPHOLDER, Ursula:
Landschaftsökologische Untersuchungen von Altwasserarmen der Salzach-Auen

FOECKLER, Francis:
Erhebungen zur Gewässerfauna und Limnologie der Salzach-Auen

Fa. IVL:
Vegetationskundliche Erfassung der Salzach-Auen

Fa. ÖKO-GRAPH:
Erfassung der Amphibien- und Reptilienfauna der Salzach-Auen

Fa. ÖKO-GRAPH:
Erfassung der Entomofauna der Salzach-Auen (Libellen, Großschmetterlinge)

WERNER, Sabine:
Ornithologische Erfassung der Salzach-Auen

Sonstige Arbeiten

AMMER, Ulrich u. PFARR, Ulrike:
Die Bedeutung absterbenden und toten Holzes bayerischer Waldökosysteme für den Naturschutz

KERZNER, Gernot:
Pflanzenökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach – Regensburg, Teilabschnitt Elsendorf – Saalhaupt

KÖSTLER, Evelyn:
Auswertung der Roten Liste (Höhere Pflanzen) nach Verbreitungstypen

KÖSTLER, Evelyn:
Literaturdokumentation: Auswirkungen anthropogener Nutzungen im Gebirge

KÜSPERT, Beate:
Flachmoore und deren Kontaktgesellschaften im Wunsiedler Becken

LÖBLICH-ILLE, Kerstin:
Pflanzengesellschaften im oberen Püttlachtal und im unteren Lochautal

Münchener Entomologischer Verein:
Bestimmung totholzbewohnender Insekten

Fa. ÖKO-GRAPH
Tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach – Regensburg, Teilabschnitt Elsendorf – Saalhaupt

Mitglieder des Präsidiums und ihre Stellvertreter

Stand: November 1989

Vorsitzender:

Staatsminister Alfred Dick
Bayer. Staatsminister für
Landesentwicklung und Umweltfragen
8000 München

Stv.: Staatssekretär Hans Spitzner
Bayer. Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen
8000 München

Vertreter der kommunalen Spitzenverbände:

Landrat Dr. Joachim Gillissen
Landratsamt München
8000 München

Stv.: 1. Bürgermeister
Heribert Thallmair
8130 Starnberg

Vertreter der überregional tätigen Verbände:

Dipl.-Forstwirt Hubert Weinzierl
Vorsitzender des Bundes Naturschutz
in Bayern e. V.
8425 Wiesenfelden

Stv.: Ludwig Sothmann
Landesbund für Vogelschutz
8543 Hilpoltstein

Vertreter des Kuratoriums:

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Lehrstuhl Landschaftsökologie der
Technischen Universität
München-Weihenstephan
8050 Freising

Stv.: Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze
Lehrstuhl für Pflanzenökologie
der Universität Bayreuth
8580 Bayreuth

Weiterer Vertreter des Kuratoriums:

Prof. Dipl.-Ing. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt, BDLA
8500 Nürnberg

Stv.: Direktor Dr. Manfred Kraus
Tiergarten
8500 Nürnberg

Vertreter der Verbände der Land- und Forstwirtschaft:

Erwin Seitz, MdL
Präsident des Bezirksverbandes
Schwaben des Bayer. Bauernverbandes
8951 Germaringen

Stv.: Senator Karl Groenen
Mitglied im Bayerischen Senat
8744 Mellrichstadt

Schriftführer:

Ministerialdirigent
Rainer Bergwelt
Bayer. Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen
8000 München

Mitglieder des Kuratoriums

Vorsitzender:

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
der Technischen Universität
München-Weihenstephan
8050 Freising

Weitere Mitglieder:

Prof. Dr. Ulrich Ammer
Lehrstuhl für Landschaftstechnik der
Universität München
8000 München

Prof. Dr. Andreas Bresinsky
Fachbereich Biologie der
Universität Regensburg
8400 Regensburg

Prof. Dipl.-Ing. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt, BDLA
8500 Nürnberg

Dr. Martin Haushofer
Landesverband für Gartenbau
und Landespflege
8000 München

Direktor Dr. Manfred Kraus
Tiergarten
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Otto Ludwig Lange
Lehrstuhl für Botanik der
Universität Würzburg
8700 Würzburg

Prof. Kurt Martini
Fachhochschule Weihenstephan
8050 Freising-Weihenstephan

Mdgt. Karl Ernst Orbig
Oberste Baubehörde im Bayer.
Staatsministerium des Innern
8000 München

Prof. Dr. Wigand Ritter
Lehrstuhl für Wirtschafts- und
Sozialgeographie der Universität
Erlangen-Nürnberg
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze
Universität Bayreuth
Fachbereich Biologie
8580 Bayreuth

Prof. Dr. Otto Siebeck
Zoologisches Institut der
Universität München
8000 München

Erwin Seitz, MdL
Präsident des Bezirksverbandes
Schwaben des Bayer. Bauernverbandes
8951 Germaringen

Dipl.-Ing. Franz Speer
Beauftragter für Natur- und Umwelt-
schutz im Deutschen Alpenverein e. V.
8000 München

Prof. Dr. Friedrich Wilhelm
Geologisches Institut der
Universität München
8000 München

Josef Ottmar Zöller
Bayerischer Rundfunk
8000 München

Personal der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

Direktor:

Dr. Zielonkowski Wolfgang,
Diplom-Biologe, Landschaftsarchitekt

Mitarbeiter:

Brandner Willi, Verw.-Ang.
Braun Ludwig, Reg.-Amtsrat
Ehinger Annemarie, Verw.-Ang.
Ehinger Josef, Verw.-Ang.
Fuchs Manfred, Dipl.-Biologe, Reg.-Dir.
Hafner Anita, Verw.-Ang.
Henkels Petra, techn. Ang.
Dr. Heringer Josef, Dipl.-Gärtner, Land-
schaftsarchitekt, Oberreg.-Rat
Herzog Reinhart, Ing.-grad.
Landespflege, Gartenamt
Höhne Margaretha, Verw.-Ang.
Hogger Sigrun, Verw.-Ang.
Holzmannstätter Maria, Arb.
Dr. Joswig Walter, Dipl.-Biol., Wiss.-Ang.,
Krauss Heinrich, Dipl.-Ing.,
Landschaftsarchitekt, Reg.-Dir.
Dr. Mallach Notker, Dipl.-Forstwirt,
Dipl.-Volkswirt, Forstoberrat
Mayr Anna, Verw.-Ang.
Netz Hermann, techn. Ang.
Dr. Preiß Herbert, Biologe, Reg.-Rat
Schmidt Christiane, Arb.
Schmidt Josef, Hausmeister
Schreiner Johann, Biologe, Oberreg.-Rat
Dr. Schumacher Reinhold,
Dipl.-Geograph, Oberreg.-Rat
Schwangler Petra, Reg.-Sekr.
Surrer Thekla, Verw.-Ang.
Urban Irmgard, Arb.
Dr. Vogel Michael, Dipl.-Biologe,
Reg.-Rat
Wallner Renate, Arb.

Stand: November 1989

☐ 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 1–3/1979 (vergriffen)	
Heft 4/1980	DM 23,-
Heft 5/1981	DM 23,-
Heft 6/1982	DM 34,-
Heft 7/1983	DM 27,-
Heft 8/1984	DM 39,-
Heft 9/1985	DM 25,-
Heft 10/1986	DM 48,-
Heft 11/1987	DM 38,-
Heft 12/1988	DM 39,-

Heft 4/1980

- ZIEGLER Josef H.: Geoökologie und Landschaft. Eine Zwischenbilanz. 6 S., 2 Abb.
- SEIBERT Paul: Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. 14 S.
- RINGLER Alfred: Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. 26 S., 16 Abb. und 10 Farbfotos
- HERINGER Josef K.: Wert und Bewertung landschaftlicher Eigenart. 16 S., 2 Abb. und 20 Fotos
- JODL Otto: Sanierung bei baulichen Anlagen, die das sog. Landschaftsbild stören. 5 S.
- ENGELMAIER Alois: Entwicklungstendenzen der Alm/Alpwirtschaft in Bayern im Hinblick auf Naturhaushalt und Landschaftsbild. 5 S.
- REMMERT Hermann: Feuchtgebiete – von Menschen geschaffen. 1 S.
- DROSTE Michael; NENTWIG Wolfgang; VOGEL Michael: Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung. 6 S.
- TAMM Jochen: Die Edertalsperre – schutzwürdiger Naturraum von Menschenhand. 6 S. 2 Abb. und 4 Farbfotos
- ESSER Joachim, REICHHOLF Josef: Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen. 3 S.
- BAUER Gerhard: Die Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz u. Niederbayern. 3 S., 2 Abb.
- ENDERS Gerhard: Die Siedlung als klimatisch differenzierter Lebensraum. 7 S., 7 Abb.
- MAGERL Christian: Der Saatkrahenbestand in Bayern in den Jahren 1950–1979. 8 S.
- BEZZEL Einhard: Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. 7 S., 6 Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 16 S.

Heft 5/1981

- RINGLER Alfred: Die Alpenmoore Bayerns – Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. 95 S., 26 Abb. und 14 Farbfotos
- AMMER Ulrich; SAUTER Ulrich: Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Vor-alpenraum. 38 S., 20 Abb.
- SCHNEIDER Gabriela: Pflanzensoziologische Untersuchung der Hag-Gesellschaften in der montanen Egartenlandschaft des Alpenvorlandes zwischen Isar und Inn. 18 S., 6 Abb.
- KRACH J. Ernst: Gedanken zur Neuauflage der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. 20 S., 12 Rasterkarten
- REICHHOLF Josef: Schutz den Schneeglöckchen. 7 S., 4 Abb. und 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Die *Helmorchis* (*Orchis militaris* L.) an den Dämmen der Innstauseen. 3 S.
- REICHEL Dietmar: Rasterkartierung von Amphibienarten in Oberfranken. 3 S., 10 Rasterkarten DIN A 3
- HERINGER Josef K.: Akustische Ökologie. 10 S.
- HOFMANN Karl: Rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Verwaltungspraxis und Rechtsprechung. 6 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 23 S.

Heft 6/1982

- DICK Alfred: Rede anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag. 2 S.
- DIETZEN Wolfgang; HASSMANN Walter: Der Wanderfalke in Bayern – Rückgangssachen, Situation und Schutzmöglichkeiten. 25 S., Abb.
- BEZZEL Einhard: Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Brutvögel in der bayerischen Kulturlandschaft. 16 S., Abb.
- REICHHOLF Josef; REICHHOLF-RIEHM, Helgard: Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. 52 S., Abb., 7 Farbfotos

FORTSETZUNG: Heft 6/1982

- ČEŘOVSKÝ Jan: Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der CSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit. 3 S.
- BRACKEL Wolfgang v.; u.a.: Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg – Beispielhafte Gestaltung von Insel- und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasserfreilegung. 16 S., Abb., 3 Farbfotos
- MÜLLER Norbert; WALDERT Reinhard: Stadt Augsburg – Biotopkartierung, Ergebnisse und erste Auswertung. 36 S., Abb., 10 Karten
- MERKEL Johannes: Die Vegetation der Naturwaldreservate in Oberfranken. 94 S., zahlr. Abb.
- REIF Albert; SCHULZE Ernst-Detlef; ZÄHNER Katharina: Der Einfluss des geologischen Untergrundes, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken. 23 S., Abb.
- KNOP Christoph; REIF Albert: Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayern – natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit. 25 S., 7 Farbfotos
- Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Leitsätze zum zoologischen Artenschutz. 4 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 25 S.

Heft 7/1983

- EDELHOFF Alfred: Auebiotope an der Salzach zwischen Laufen und der Saalachmündung. 33 S., Abb., Tab., Ktn.
- BAUER Johannes: Benthosuntersuchungen an der Salzach bei Laufen (Oberbayern). 4 S.
- EHMER-KÜNKELE Ute: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen im Schönramer Filz (Oberbayern). 39 S., Abb., 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Relative Häufigkeit und Bestandsrends von Kleinraubtieren (Carnivora) in Südbayern. 4 S.
- BEZZEL Einhard: Rastbestände des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) und des Gänsejägers (*Mergus merganser*) in Südbayern. 12 S., Abb.
- BEUTLER Axel: Vorstudie Amphibienkartierung Bayern. 22 S., Abb.
- RANFTL Helmut; REICHEL Dietmar; SOTHMANN Ludwig: Rasterkartierung ausgewählter Vogelarten der Roten Liste in Oberfranken. 5 S., 7 Faltktn.
- HACKER Hermann: »Eierberge« und »Banzer Berge«, bemerkenswerte Waldgebiete im oberen Maintal: ihre Schmetterlingsfauna – ein Beitrag zum Naturschutz. 8 S.
- ULLMANN Isolda; RÖSSNER Katharina: Zur Wertung gestörter Flächen bei der Planung von Naturschutzgebieten – Beispiel Spitalwald bei Bad Königshofen im Grabfeld. 10 S., Abb., Tab., 3 Farbfotos
- RUF Manfred: Immissionsbelastungen aquatischer Ökosysteme. 10 S., Abb.
- MICHLER Günter: Untersuchungen über die Schwermetallgehalte in Sedimentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen. 9 S., Abb.
- GREBE Reinhard; ZIMMERMANN Michael: Natur in der Stadt – das Beispiel Erlangen. 14 S., Abb., 5 Farbfotos
- SPATZ Günter; WEIS G. B.: Der Futterertrag der Waldweide. 5 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 22 S.

Heft 8/1984

- GOPPEL Christoph: Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen. 18 S., 33 Abb.
- ESSER Joachim: Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Iglis (*Erinaceus europaeus*) in Bayern. 40 S., 16 Abb., 23 Tab.
- PLACHTER Harald: Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz. 16 S. mit Abb.
- HEBAUER Franz: Der hydrochemische und zoogeographische Aspekt der Eisenstörfer Kiesgrube bei Plattling. 24 S., Abb. u. 18 Farbfotos
- KIENER Johann: Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt. 26 S., 5 z. T. farb. Faltktn.
- VOGEL Michael: Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand. 36 S., 9 Tab., 28 Abb.
- BURMEISTER E.-G.: Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern) (Insecta: Odonata, Coleoptera, limnische Mollusca). 8 S. mit Abb.
- REISS Friedrich: Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseengebietes in Oberbayern. 8 S. mit Abb.
- BURMEISTER H.; BURMEISTER E.-G.: II. Die Köcherfliegen des Osterseengebietes. Beiträge zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 9 S.

FORTSETZUNG: Heft 8/1984

- BURMEISTER E.-G.: Auswertung der Beifänge aquatischer Wirbelloser (*Macroinvertebrata*), aquatischer Wirbeltiere (*Vertebrata*) und terrestrischer Wirbelloser (*Macroinvertebrata*). Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna Oberbayerns. 7 S.
- KARL Helmut; KADNER Dieter: Zum Gedenken an Prof. Dr. Otto Kraus. 2 S. mit 1 Foto
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 6 S.

Heft 9/1985

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Bestandsaufnahme waserbewohnender Tiere der Oberen Aiz (Chiemgau, Oberbayern) – 1982 und 1983 mit einem Beitrag (III.) zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 25 S., Abb.
- REICHHOLF Josef: Entwicklung der Köcherfliegenbestände an einem abwasserbelasteten Wiesenbach. 4 S.
- BANSE Wolfgang; BANSE Günter: Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. 4 S.
- PFADENHAUER Jörg; KINBERGER Manfred: Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz. 8 S., Abb.
- PLACHTER Harald: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Sandstandorten des unteren Brombachtals (Bayern) und ihre Bewertung aus der Sicht des Naturschutzes. 48 S., Abb., 12 Farbfotos
- HAHN Rainer: Anordnung und Verteilung der Lesesteinriegel der nördlichen Frankenalb am Beispiel der Großgemeinde Heiligenstadt in Oberfranken. 6 S., Abb.
- LEHMANN Reinhold; MICHLER Günter: Palökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Wörthsee mit besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte. 23 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 21 S.

Heft 10/1986

- DICK Alfred; HABER Wolfgang: Geleitworte.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: 10 Jahre ANL – ein Rückblick.
- ERZ Wolfgang: Ökologie oder Naturschutz? Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung.
- HABER Wolfgang: Umweltschutz – Landwirtschaft – Boden.
- SUKOPP Herbert; SEIDEL Karola; BÖCKER Reinhard: Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz.
- PFADENHAUER Jörg; POSCHLOD Peter; BUCHWALD Rainer: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme.
- KNAUER Norbert: Halligen als Beispiel der gegenseitigen Abhängigkeit von Nutzungssystemen und Schutzsystemen in der Kulturlandschaft.
- ZIERL Hubert: Beitrag eines alpinen Nationalparks zum Schutz des Gebirges.
- OTTE Annette: Standortsansprüche, potentielle Wuchsgebiete und Vorschläge zur Erhaltung einer naturraum-spezifischen Ackerwildkraut-Flora (Agrarlandschaft südlich von Ingolstadt).
- ULLMANN Isolda; HEINDL Bärbel: Ersatzbiotop Straßenrand – Möglichkeiten und Grenzen des Schutzes von basiphilen Trockenrasen an Straßenböschungen.
- PLACHTER Harald: Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz.
- REMMERT Hermann; VOGEL Michael: Wir pflanzen einen Apfelbaum.
- REICHHOLF Josef: Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen.
- ALBRECHT Ludwig; AMMER Ulrich; GEISSNER Wolfgang; UTSCHICK Hans: Tagfalterschutz im Wald.
- KÖSTNER Barbara; LANGE Otto L.: Epiphytische Flechten in bayerischen Waldschadensgebieten des nördlichen Alpenraumes: Floristisch-soziologische Untersuchungen und Vitalitätstests durch Photosynthesemessungen.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.
- Anhang: Natur und Landschaft im Wandel. S. unter Sonderdrucken.

Heft 11/1987

- WILD Wolfgang: Natur – Wissenschaft – Technik.
- PFADENHAUER Jörg; BUCHWALD Rainer: Anlage und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe (Lkr. Freising).
- ODZUK Wolfgang: Die Pflanzengesellschaften im Quadranten 8037/1 (Glonn; bayer. Alpenvorland).
- OTTE Annette; BRAUN Wolfgang: Veränderungen in der Vegetation des Charlottenhofer Weihergebietes im Zeitraum von 1966 – 1986.
- REICHEL Dietmar: Veränderungen im Bestand des Laubfroschs (*Hyla arborea*) in Oberfranken.
- WÖRNER Sabine; ROTHENBURGER Werner: Ausbringung von Wildpflanzen als Möglichkeit der Arterhaltung?
- SCHNEIDER Eberhard; SCHULTE Ralf: Haltung und Vermehrung von Wildtierarten in Gefangenschaft unter besonderer Berücksichtigung europäischer Waldvögel – ein Beitrag zum Schutz gefährdeter Tierarten?
- STÖCKLEIN Bernd: Grünfläche an Ämtern – eine bürgerefreundliche Visitenkarte. Tierökologische Aspekte künftiger Gestaltung und Pflege.
- BAUER Johannes; SCHMITT Peter; LEHMANN Reinhold; FISCHER-SCHERL Theresia: Untersuchungen zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald; Nord-Ostbayern).
- MELZER Arnulf; SIRCH Reinhold: Die Makrophytenvegetation des Abtsees – Angaben zur Verbreitung und Ökologie.
- ZOTT Hans: Der Fremdenverkehr am Chiemsee und seine Auswirkungen auf den See, seine Ufer und seine Randbereiche.
- VOGEL Michael: Die Leistungsfähigkeit biologischer Systeme bei der Abwasserreinigung.
- SCHREINER Johann: Der Flächenanspruch im Naturschutz.
- MAUCKSCH Wolfgang: Mehr Erfolg durch bessere Zusammenarbeit von Flurbereinigung und Naturschutz.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Erfordernisse und Möglichkeiten der Fortbildung von Biologen im Berufsfeld Naturschutz.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Heft 12/1988

- SUHR Dieter: Grundrechte gegen die Natur – Haftung für Naturgüter?
- REMMERT Hermann: Naturschutzforschung und -vermittlung als Aufgabe der Universitäten.
- LIEDTKE Max: Unterricht und Naturerfahrung – Über die Bedingungen der Vermittlung von ökologischen Kenntnissen und Wertvorstellungen.
- TROMMER Gerhard: Mensch hier – Natur da. Was ist und was soll Naturschutzzielsetzung?
- HAAS Anneliese: Werbestrategien des Naturschutzes.
- HILDEBRAND Florian: Das Thema »Boden« in den Medien.
- ROTT Alfred: Das Thema »Boden« in Dichtung, Mythologie und Religion.
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die Beweissicherung von Arten als Dokumentation faunistischer Erhebungen im Sinne eines Instruments des Naturschutzes.
- PFADENHAUER Jörg: Naturschutzstrategien und Naturschutzansprüche an die Landwirtschaft.
- PFADENHAUER Jörg; WIRTH Johanna: Alte und neue Hecken im Vergleich am Beispiel des Tertiärhügellandes im Lkr. Freising.
- REIF Albert; GÖHLE Silke: Vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen nordostbayerischer Waldmäntel.
- SCHALL Burkhard: Die Vegetation der Waldwege und ihre Korrelation zu den Waldgesellschaften in verschiedenen Landschaften Süddeutschlands mit einigen Vorschlägen zur Anlage und Pflege von Waldwegen.
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel; FLECKENSTEIN Martina; MENGLING Ingrid: Die straßenbegleitende Vegetation des mainfränkischen Wärmegebietes.
- KORN Horst; PITZKE Christine: Stellen Straßen eine Ausbreitungsbarriere für Kleinsäuger dar?
- RANFTL Helmut: Auswirkungen des Luftsportes auf die Vogelwelt und die sich daraus ergebenden Forderungen.
- FUCHS Karl; KRIGLSTEIN Gert: Gefährdete Amphibienarten in Nordostbayern.
- TRAUTNER Jürgen; BRUNS Diederich: Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen.
- HEBAUER Franz: Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer.
- DORNBUSCH Max: Bestandsentwicklung und aktueller Status des Elbebibers.
- WITTMANN Helmut; TÜRK Roman: Immissionsbedingte Flechtenzonen im Bundesland Salzburg und ihre Beziehungen zum Problemkreis »Waldsterben«.
- DEIXLER Wolfgang: Die gemeindliche Landschaftsplanung und die landschaftspflegerische Begleitplanung als Fachplanungen für Naturschutz und Landschaftspflege.
- KUFELD Walter: Geographisch-planungsrelevante Untersuchungen am Aubachsystem (südlich von Regensburg) als Grundlage eines Bachsanierungskonzeptes.

FORTSETZUNG: Heft 12/1988

- KRAUS Werner: Rechtsvorschriften und Verfahrensbeteiligung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Wasserwirtschaft.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Gedenken an Professor Dr. Hermann Merxmüller.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Beihefte zu den Berichten

Beihefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereiches.

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. mit 129 Fotos. DM 17,-

- Überblick über den Landschaftsraum Berchtesgadener Land.
- Überblick über die landschaftlich bedeutsamen Teilbereiche Berchtesgadener Geschichte.
- Beurteilungs- und Wertungsmaßstab für landschaftliche Eigenart.
- Eigenartsträger – Wertung, Sicherung und Pflege.
- Fremdenverkehr – Verderben oder Chance für die landschaftliche Eigenart.

Beiheft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Eilsendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos. DM 23,-

- KRAUSS, Heinrich: Zusammenfassende Aussagen zum Gesamtvorhaben. Einzelbeiträge der Gutachter:
- KIMMERL, Hans: Vergleichende Untersuchungen von Gehölzstrukturen.
- MADER, Hans-Joachim: Tierökologische Untersuchungen.
- HEIGL, Franz und SCHLEMMER, Richard: Ornithologische Untersuchungen.
- SCHOLL, Günter: Untersuchungen zum Vorkommen der Amphibien mit Vorschlägen für Erhaltungs- und Ausgleichsmaßnahmen.
- STUBBEMANN, Hans Nikolaus: Arachnologische Untersuchungen. Bestandsaufnahmen auf Beobachtungsflächen anlässlich von Trassenbegehungen am 7. und 8.8.1979:
- ZIELONKOWSKI, Wolfgang: Vegetationskundliche Bestandsaufnahmen.
- Zoologische Beobachtungen.

Beiheft 3

SCHULZE, E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL. DM 37,-

Gegenstand und Umfang des Forschungsauftrags: Sträucher in der natürlichen und anthropogen beeinflussten Vegetation Mitteleuropas · Kohlenstoffhaushalt, Wachstum und Wuchsform von Holzgewächsen im Konkurrenzgefüge eines Heckenstandortes, Diss. von Manfred Küppers · Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken · Die Beziehung von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Umland · Die Bewertung der nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht · Autoren: Ernst-Detlef Schulze, Albert Reif unter Mitarbeit von Christoph Knop und Katharina Zahner.

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. DM 36,-

Ziele und Grundlagen der Arbeit · Wissenschaftliche Ergebnisse · Schlußfolgerungen für die Praxis der Landschaftspflege und für den integrierten Pflanzenschutz · Kontakte zu anderen Institutionen · Ergebnisse des Klopfforschungsprogrammes · Zur Phänologie ausgewählter Arthropodengruppen der Hecke · Die Erfassung von Lepidopteren-Larven an Schlehe und Weißdorn · Einfluß des Alters auf die räumliche Verteilung von Weißdornbüschen auf Phytophage und ihre Parasiten · Einfluß von Alter und räumlicher Verteilung von Wildrosen auf den Wicker *Notocelia roborana* D. & S. und seine Parasiten · Zur Populationsökologie einiger Insekten auf Wildrosen · Untersuchungen zum Verhalten, zur Biologie und zur Populationsdynamik von *Yponomeuta padellus* auf der Schlehe · Faunistisch-ökologische Analyse ausgewählter Arthropoden-Gruppen · Untersuchungen zum Brutvogelbestand verschiedener Heckengebiete – Wildspurendichte und Wildverbiß im Heckenbereich · Analyse des Blatt-Biomasse-Konsums an Schlehe, Weißdorn und Wildrose durch photophage Insekten · Begründung der Bewertungszahlen für Heckengehölzarten · Aus Kleinschmetterlingen in Hecken gezogene Parasitoidenarten (Tabellen) · Heckenpflanzen als Wirte landwirtschaftlicher Schadorganismen (Tabellen) · Autoren: Helmut Zwölfer, Gerhard Bauer, Gerd Heusinger u.a.

Beiheft 4

ZAHLHEIMER, W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletschers (Oberbayern), 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos. DM 21,-

- Floristische Kartierungsprojekte aus der Perspektive des praktischen Artenschutzes · Erfassung der Bestandsgröße · Erfassung der Pflanzenmenge · Verteilungsaspekte (Verteilungsfläche) · Floristische Geländearbeit · Flächendeckende floristische Bestandsaufnahme · Biotopkartierung · Alternative Dokumentationsweise botanisch wertvoller Flächen · Floristische Bestandskarten (Bestandsgrößen-Rasterkarte mit Strichliste, Bestandes-Punkt-Karten) · Das Ringsegment-Verfahren zur numerischen Bewertung der subregionalen Artenschutzrelevanz artreicher Populationen · »Lokalisationswert« · Bewertungskomponenten Fundortlage im Areal und subregionale Arealgröße · Gebrauch von Ringsegment-Schablonen · Bestandsgrößenfaktoren und Bestandsgrößenklassen · »Umfeldbezogener Bestandeswert« · EDV-gemäße Variante des Ringsegmentverfahrens · Konstruktion minimaler Stützpunkt-Verbundsysteme für artenschutzrelevante Pflanzen · Vergleichende numerische Bewertung von Beständen verschiedener Taxa nach den überregionalen, regionalen und subregionalen Verhältnissen · Bewertung der Gefährdung nach Roten Landeslisten · Ergänzungskriterium · Anleitung zur Ermittlung des »Regionaler Gefährdungswert« · »Populationspezifischer Artenschutzwert« · Bezugsquadrat-Verfahren zur numerischen Bewertung von Sippen und Pflanzenbeständen nach der lokalen Artenschutzrelevanz · »Lokale Gefährdungszahl« · EDV-gemäßes Bewertungsverfahren für Pflanzenbestände · Anmerkungen zur Behandlung vegetationskundlicher Aspekte bei naturschutzorientierten Gebietsbewertungen · Floristische Sachverhalte · Pflanzengesellschafts-Ebene · Vegetationskomplexe · Zusammenfassung · Literatur · Anhang (Arbeitsbegriffe, Verbreitungs- bzw. Bestandeskarten).

Beiheft 5

ENGELHARDT, W.; OBERGRUBER, R. und REICHHOLF, J.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

- Organisation und Grundlagen des Forschungsauftrags · Forschungsziel · Forschungsmethoden · Forschungsgebiete · Projektergebnisse · Rückstandsanalysen · Magen-inhaltsanalysen · Freilandbeobachtungen · Auswertung bayrischer Jagdstrecken-Statistiken · Straßenverkehrsverluste · Populationsdynamik · Interpretation der Ergebnisse · Regionale und überregionale Bestandesentwicklung · Populationsökologisches Modell · Relative Wirkung der Einzelfaktoren · Prognosen und Vorschläge: Anhang: Tabellen, Karten, Literaturangaben · Autoren: Prof. Dr. Wolfgang Engelhardt, Roland Obergruber, Dr. Josef Reichholf.

Beiheft 6

MELZER, A., MICHLER, G. et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab.. DM 20,-

- MELZER Arnulf, HARLACHER Raimund und VOGT Elise: Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in 50 bayerischen Seen.
- MICHLER Günther: Temperatur- und Sauerstoffmessungen an 32 südbayerischen Seen zur Zeit der Hornthermiephase im Frühjahr 1984 und zur Sommerstagnation im August 1984.
- Glossar (4 S.).

Laufener Seminarbeiträge (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 1/82 in »Laufener Seminarbeiträge« umbenannt worden.

2/78	Begrünungsmaßnahmen im Gebirge.	DM 6,-
3/79	Seenforschung in Bayern.	DM 9,-
4/79	Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen.	DM 4,-
5/79	Ist Pflege der Landschaft erforderlich?	DM 10,-
6/79	Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz.	DM 8,-
7/79	Wildtierhaltung in Gehegen.	DM 6,-
1/80	Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich.	DM 5,-
2/80	Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung, in dt. und engl. Ausgabe.	DM 9,-/11,-
3/80	Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2 –	DM 12,-
4/80	Naturschutz und Recht, vergriffen	DM 8,-
5/80	Ausbringung von Wildpflanzen.	DM 12,-
6/80	Baggerseen und Naturschutz.	DM 21,-
7/80	Geoökologie und Landschaft.	DM 13,-

FORTSETZUNG: Tagungsberichte

8/80	Freileitungsbau und Belastung der Landschaft.	DM 9,-
9/80	Ökologie und Umwelthygiene.	DM 15,-
1/81	Stadtökologie.	DM 8,-
2/81	Theologie und Naturschutz.	DM 5,-
3/81	Greifvögel und Jagd.	DM 7,-
4/81	Fischerei und Naturschutz.	DM 11,-
5/81	Fließgewässer in Bayern.	DM 10,-
6/81	Aspekte der Moornutzung.	DM 11,-
7/81	Beurteilung des Landschaftsbildes.	DM 7,-
8/81	Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte.	DM 5,-
9/81	Zoologischer Artenschutz.	DM 10,-
10/81	Naturschutz und Landwirtschaft.	DM 13,-
11/81	Die Zukunft der Salzach.	DM 8,-
12/81	Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.	DM 12,-
13/81	Seminarergebnisse der Jahre 76-81.	DM 10,-
1/82	Der Mensch und seine städtische Umwelt – humanökologische Aspekte.	DM 9,-
2/82	Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme.	DM 12,-
3/82	Bodenutzung und Naturschutz.	DM 8,-
4/82	Walderschließungsplanung.	DM 9,-
5/82	Feldhecken und Feldgehölze.	DM 25,-
6/82	Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren.	DM 9,-
7/82	Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz.	DM 13,-
8/82	Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung.	DM 7,-
9/82	Waldweide und Naturschutz.	DM 8,-
1/83	Dorfökologie – Das Dorf als Lebensraum/	
+ 1/84	Dorf und Landschaft. Sammelbd.	DM 15,-
2/83	Naturschutz und Gesellschaft.	DM 8,-
3/83	Kinder begreifen Natur.	DM 10,-
4/83	Erholung und Artenschutz.	DM 16,-
5/83	Marktwirtschaft und Ökologie.	DM 9,-
6/83	Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen.	DM 9,-
7/83	Ausgewählte Referate zum Artenschutz.	DM 14,-
8/83	Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung.	DM 14,-
9/83	Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt.	DM 11,-
2/84	Ökologie alpiner Seen.	DM 14,-
3/84	Die Region 8 – Westmittelfranken.	DM 15,-
4/84	Landschaftspflegliche Almwirtschaft.	DM 12,-
5/84	Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand.	DM 8,-
6/84	Naturnaher Ausbau von Grünanlagen.	DM 9,-
7/84	Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes.	DM 16,-
1/85	Rechts- und Verwaltungsaspekte der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung.	DM 11,-
2/85	Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur.	DM 10,-
3/85	Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft.	DM 19,-

4/85	Naturschutz und Volksmusik.	DM 10,-
1/86	Seminarergebnisse der Jahre 81 – 85.	DM 7,-
2/86	Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose.	DM 16,-
3/86	Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete.	DM 12,-
4/86	Integrierter Pflanzenbau.	DM 13,-
5/86	Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985.	
	Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986.	DM 10,-
6/86	Freileitungen und Naturschutz.	DM 17,-
7/86	Bodenökologie.	DM 17,-
8/86	Dorfökologie: Wasser und Gewässer.	DM 16,-
9/86	Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz.	DM 5,-
10/86	Biotopverbund in der Landschaft.	DM 20,-
1/87	Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden.	DM 12,-
2/87	Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik.	DM 12,-
3/87	Naturschutzpolitik und Landwirtschaft.	DM 15,-
4/87	Naturschutz braucht Wertmaßstäbe.	DM 10,-
5/87	Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken.	DM 11,-
1/88	Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner.	DM 10,-
2/88	Dorfökologie: Wege und Einfriedungen.	DM 15,-
3/88	Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere.	DM 13,-
1/89	Greifvogelschutz.	DM 13,-
2/89	Ringvorlesung Naturschutz.	DM 15,-

Vorschau

- Naturschutz schafft Arbeitsplätze.
- Ökologie-Symposium: Naturschutzorientierte Forschung.
- Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz.
- Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987. Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988.
- Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung im Naturschutz.
- Auenkonferenz.
- Dorfökologie: Bäume und Sträucher.
- Manipulierte Natur – Lebensraum des Menschen.
- Ökologie-Symposium: Zeit als ökologischer Faktor.
- Internationales Symposium: Artenschutz im Alpenraum.
- Auswirkungen der Gewässerversauerung.
- Naturschutz im Bewußtsein der Kirchen.
- Almökologie (RINGLER).
- Avicoenosen in Mitteleuropa (PASSARGE).

Sonderdrucke aus den Berichten der ANL

- ›Die Stauseen am unteren Inn‹ aus Heft 6/82 DM 5,-
- ›Natur und Landschaft im Wandel‹ aus Heft 10/86 DM 12,-

Informationen

- Informationen 1 – Die Akademie stellt sich vor. Faltblatt, *kostenfrei*
- Informationen 2 – Grundlagen des Naturschutzes. DM 2,-
- Informationen 3 – Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben. DM 1,-
- Informationen 4 – Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V., München. DM 1,-
- Einzel Exemplare gegen Zusendung eines adressierten und mit DM 1,40 frankierten DIN A5 Umschlages kostenfrei. Ab 100 Stk. 10% Nachlaß.*

Diaserien

- Diaserie Nr. 1 ›Feuchtgebiete in Bayern‹. 50 Kleinbilddias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 2 ›Trockengebiete in Bayern‹. 50 Kleinbilddias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 3 ›Naturschutz im Garten‹. 60 Dias mit Textheft und Begleikkassette. DM 150,-

Plakatserie ›Naturschutz‹

- 3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2 DM 3,-
- + Verpackungskostenanteil bis 15 Serien. DM 5,-

Bezugsbedingungen

1. BESTELLUNGEN

Die Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege können nur über die Akademie, Postanschrift: 8229 Laufen/Salzach, Postfach 12 61 bezogen werden. Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden. Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferungen können nur innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN

Bei Abnahme von 10 und mehr Exemplaren jeweils eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10% gewährt. Die Kosten für 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 beigelegten 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.

3. SCHUTZBESTIMMUNGEN

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie die Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

