



Schwerpunkt: Regionale Indikatorarten



Inhalt in Stichworten:

Grundsatzfragen und Seminarthemen

Naturschutz als gesellschaftspolitische Aufgabe:
Ehrenamt Naturschutz / Naturschutzstrategien / Naturschutz- u. Umwelterziehung: Pädagogisch – didaktische Grundlagen / Freizeittrends u. Naturschutz

Schwerpunktthema:
Regionale Indikatorarten – Stand der Forschung, Aussagekraft, Anwendung (5 Beiträge)

Beitrag zur Schalenwilddiskussion:
Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation: Wildschaden oder Wildnutzen?

Forschungsarbeiten

Der Wanderfalke in Bayern 1991-2000 / Zur Stechmückenbekämpfung / Gewässerökologie (Tiefenbach bei Neuötting) / Prognosen zum Stoffhaushalt und zur Sickerwasser- und Grundwasserqualität von Wäldern

ANL – Nachrichten

Mitglieder des Präsidiums, Personal der ANL / Neuerscheinungen / Publikationsliste

Zum Titelbild:

Sumpfschrecke Mecostethus grossus (= Stethophyma grossum)
♀ (Foto: Hermann J. Netz)

Wie Helmut SCHLUMPRECHT in seinem Beitrag „Regionalisierung ökologischer Ansprüche bei den Heuschrecken Bayerns“ (S. 47-49 im vorliegenden Heft) schreibt, werden Heuschrecken in der Naturschutz- und Landschaftsplanung häufig erfasst, bewertet und als Zeiger- oder Leitarten verwendet. Aufgrund ihrer überschaubaren Artenzahl und guten Bestimmbarkeit, ihrer oft engen Bindung an bestimmte Biotoptypen und weitere Umweltfaktoren sowie umfangreicher Literatur sind sie eine seit Jahren gebräuchliche Artengruppe in naturschutzfachlichen Gutachten und Planungen.

Die Sumpfschrecke ist nach dem Landschaftspflegekonzept (LPK: Bd. II 9 Streuwiesen und II.6 Feuchtwiesen) eine Charakterart von Niedermooren. Nach Heiko BELLMANN (1993, II) verschwindet sie sehr schnell mit der Entwässerung ihrer Lebensräume und ist damit ein guter Indikator für noch intakte Feuchtgebiete. SCHLUMPRECHT führt u.a. am Beispiel dieser Art vor, wie stark regional differenziert die ökologischen Ansprüche sein können, was in der naturschutzfachlichen und planerischen Praxis beachtet werden sollte.

Berichte der ANL 24 (2000)

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)

Seethaler Str. 6

D - 83406 Laufen

Telefon: 086 82/89 63-0

Telefax: 086 82/89 63-17 (Verwaltung)

086 82/89 63-16 (Fachbereiche)

E-Mail: poststelle@anl.bayern.de

Internet: <http://www.anl.de>

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

Schriftleitung und Redaktion:

Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die
jeweiligen Autoren verantwortlich.

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

Erscheinungsweise:

Einmal jährlich

Dieser Bericht erscheint verspätet
im Dezember 2001

Bezugsbedingungen:

Siehe Publikationsliste am Ende des Heftes

Satz, Druck und Bindung:

Lippl Druckservice, 84529 Tittmoning

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ISSN 0344-6042

ISBN 3-931175-61-8

Inhalt der „Berichte der ANL“ 24 (2000)

Grundsatzfragen und Seminarthemen

Naturschutz als gesellschaftspolitische Aufgabe:

Die Rolle des Ehrenamtes im Naturschutz	Ludwig SOTHMANN	3-9
Entwicklung von Naturschutzstrategien	Stefan HEILAND	11-19
Ganzheitliche Naturschutz- und Umwelterziehung (pädagogisch – didaktische Grundlagen)	Wilhelm KILLERMANN	21-26
Freizeitrends und ihre Auswirkungen auf den Naturschutz	Helga WESSELY	27-38

Schwerpunktthema:

Regionale Indikatorarten – Stand der Forschung, Aussagekraft, Anwendung

(ANL – Fachtagung 26./27. Januar 2000 in Freising):

Regionale Indikatorarten: Was bringen sie für die Naturschutzpraxis?	Jens SACHTELEBEN	39-46
Regionalisierung ökologischer Ansprüche bei den Heuschrecken Bayerns	Helmut SCHLUMPRECHT	47-68
Regionalisierte Indikatorwerte und autökologische Bioindikation	Dieter DORDA	69-77
Standortspezifische Surrogate und Korrelate der α - Artendichten in der Grünland – Vegetation einer peripheren Kulturlandschaft Hessens	Rainer WALDHARDT, Dietmar SIMMERING und Annette OTTE	79-86
Wasserpflanzen als Bioindikatoren des Belastungs – und Trophiezustandes bayerischer Seen	Arnulf MELZER	87-96

Beiträge zur Schalenwilddiskussion (ANL-Fachtagung 10. März 2000 in Garmisch-Partenkirchen):

Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation: Wildschaden oder Wildnutzen?	Friedrich REIMOSER	97-104
---	--------------------	--------

Sonstige Forschungsarbeiten

Die Bestandsentwicklung des Wanderfalken (Falco peregrinus) in Bayern von 1991 bis 2000	Stefan KRAMER	105-123
Der Einsatz von Bti – Präparaten zur Stechmücken- bekämpfung – Hintergründe, Risiken und Bedenken	Ernst-Gerhard BURMEISTER	125-136
Gewässerökologisch-naturschutzfachliche Untersuchung des Tiefenbaches bei Neuötting	Oskar DEICHNER und Francis FOECKLER	137-149
(Zur Trinkwassernutzung aus Waldgebieten :) Indikatoren des Stoffhaushalts von Waldökosystemen	Martin ARMBRUSTER	151-166

ANL – Nachrichten

Mitglieder des Präsidiums Personal der Akademie	167-168
Publikationen – Neuerscheinungen – Publikationsliste	169-176

Die Rolle des Ehrenamtes im Naturschutz

Ludwig SOTHMANN*

Die ANL widmet ihre traditionelle Eröffnungsveranstaltung in diesem Jahr der Rolle des Ehrenamtes im Naturschutz. Wie immer bei diesen Auftaktveranstaltungen werden sich die im Landtag vertretenen Parteien durch kompetente Abgeordnete zum Thema äußern.

Ich finde es gut, daß Sie, Herr Dr. Goppel, gerade diesen Fragenkomplex ausgesucht haben. Hier handelt es sich unbestritten um ein gesellschaftspolitisches Thema von hoher Virulenz, bei dem ganz grob gesprochen eine gesteigerte Diskussionsbereitschaft über das Ehrenamt einer sinkenden Bereitschaft zum Engagement im Ehrenamt gegenübersteht.

Einigkeit besteht darüber, und das hat Prof. Roth heute Vormittag deutlich gemacht, daß das Ehrenamt eine lebensspendende Wurzel unserer Bürgergesellschaft ist. Eine Wurzel, die den Stoffwechsel unseres Gemeinwesens versorgt und ihm zudem Halt und Stabilität gibt.

Einigkeit besteht auch darüber, daß wir einen Klimawandel nicht nur in Bezug auf Treibhausgase und fototoxische Substanzen, sondern einen Klimawandel im Sinne eines anderen Umganges mit dem Ehrenamt brauchen. Die Diskussion über Ehrenamt freundlichere Rahmenbedingungen in unserer Gesellschaft ist dringend. Darüber herrscht weitgehend Konsens.

Bundespräsident Johannes Rau hat in seiner Weihnachtsansprache vor knapp einem Monat den Einsatz ehrenamtlich tätiger Personen ausdrücklich gewürdigt und sich für ihre Leistungen bedankt. Ministerpräsident Dr. Stoiber bekannte beim Millenniumsempfang am 01. Januar in der Pinakothek der Moderne, daß "Bayern ohne ehrenamtliches Engagement arm wäre, viele Dienste und Dienstleistungen ohne das Ehrenamt zum Erliegen kämen." Schließlich warb er dafür, "daß in Bayern mehr Menschen als bisher sich diese "Belastung Ehrenamt" zutrauen sollen."

Soweit so gut. Zur Förderung des Ehrenamtes hat Bayern 1994 ein Gesetz beschlossen, das die Verleihung des Ehrenzeichens des Bayerischen Ministerpräsidenten an verdiente Ehrenamtler vorsieht und regelt. Auch das ist gut, aber mit Orden allein ist es nicht getan.

Der Koalitionsvertrag der amtierenden Bundesregierung enthält die Absichtserklärung, das freiwillige Engagement der Bürgerinnen und Bürger zu stärken. Die Evangelische Landeskirche hat 1993 in Günzburg die Jahressynode unter das Thema

"Ermutigung zum Ehrenamt" gestellt und Leitlinien für Ehrenamtliche beschlossen.

Brauchen wir bei soviel Wohlwollen, Sympathie und Vorarbeit dieses Seminar überhaupt noch?

Wir Ehrenamtler, und gerade die im Naturschutz Tätigen wissen sehr wohl, daß Wohlwollen und Sympathie zum einen nicht ausreichen und z.T. gar nicht vorhanden sind und erst hergestellt werden müssen.

Nötig sind vor allem strukturelle Verbesserungen für das Ehrenamt. Die Gesellschaft muß zudem begreifen, wie essentiell diese Leistungen für eine wertgebundene Bürgerkultur sind, und muss der Ehrenamtlerin oder dem Ehrenamtler etwas von dem zurückgeben, was sie oder er für diese Gesellschaft zu leisten bereit war. Wir brauchen speziell im Naturschutz ein Klima der Solidarität mit dem Ehrenamt und mit den Personen, die es ausfüllen.

Naturschutz - das kaum (an)erkannte Ehrenamt

Unter Naturschutz verstehen wir heute ein Maßnahmenbündel, das die Lebensgrundlage aller Lebewesen - auch von uns Menschen -, besonders der wildlebenden Arten und ihrer Lebensgemeinschaften und Lebensräume erhalten und fördern will. Dieses Zielprofil ist im wesentlichen unstrittig. Die Realisierung dieses Zieles in Landschaft und Gesellschaft ist die eigentliche Sisyphusarbeit, der wir uns immer wieder stellen.

Das mag manchem in der heutigen Zeit besonders schwierig erscheinen. Dabei spielt sicher die Differenzierung unserer Gesellschaft in einzelne Strömungen eine Rolle, die vom knallharten gewinnorientierten Wirtschaften bis zur reinen ichbezogenen Funkkultur mit Selbstverwirklichungsattitüde reicht.

Ich denke, Naturschutz im Reibungsfeld mit anderen Interessen durchzusetzen, war immer schwierig und erforderte seit jeher Sachkenntnis und Rückgrat gleichermaßen. Tugenden, die gerade gegenwärtig bei der Durchsetzung einer nach den internationalen Kriterien angemessenen bayerischen FFH-Meldeliste besonders gefragt sind.

In Bayern gibt es zwei große Verbände, die ausschließlich Naturschutz betreiben, den LBV und den BN, mit zusammen fast einer 1/4 Million Mitglieder. Seit rund 90 Jahren betreiben beide Gruppierungen unter sich wandelnder Schwerpunktsetzung Naturschutz im Freistaat. Ein großer Teil der von den beiden Verbänden ausgehenden Aktivitäten läuft traditionell ehrenamtlich. Dennoch sieht die Gesellschaft - von Meinungsforschern nach dem Eh-

*Referat anlässlich der Auftaktveranstaltung der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 20. Januar 2000 in Erding (Leitung: Dr. Christoph Goppel, ANL)

renamt befragt - den aktiven Naturschützer sozusagen erst im zweiten Hinsehen als Ehrenamtler an. Er ist für viele nicht der Ehrenamtler typischer Prägung. Das ist vor allem auch deswegen verwunderlich, weil die im Umweltschutz Aktiven in der Bundesrepublik mit 4 Millionen nach den Ehrenamtlern in den beiden Kirchen die zweitgrößte Gruppe einnehmen. Dennoch gilt bis heute: Naturschutz ist das kaum (an)erkannte Ehrenamt.

Dies setzt sich fort bis in das schon angesprochene Bayerische Gesetz über das Ehrenzeichen für Verdienste im Ehrenamt. Dort ist in Artikel 1 formuliert: „Als ehrende Anerkennung für langjährige hervorragende, ehrenamtliche Tätigkeit in Vereinen, Organisationen oder sonstigen Gemeinschaften mit kulturellen, sportlichen, sozialen oder anderen gemeinnützigen Zielen wird das Ehrenzeichen des Bayerischen Ministerpräsidenten für Verdienste im Ehrenamt gestiftet“. Der Naturschutz wird trotz zahlenmäßig dominierender Stellung also nicht aufgezählt, er gehört zu den anderen Gruppen, er gehört zum Rest.

Prof. Roth, hat im Auftrag der Landeszentrale für politische Bildungsarbeit ein interessantes Buch zum Ehrenamt verfaßt. Auch hier erleben wir das gleiche Phänomen. In einem Vorwort listet der Direktor der Landeszentrale die verschiedensten Lebensbereiche und die verschiedenen Ebenen ehrenamtlicher Arbeit auf. Der Natur- und Umweltschutz fehlt in seiner Aufstellung ganz.

Nach den geschilderten Befunden ist zu fürchten, daß nicht nur dort, sondern verbreiteter als wir es uns denken, in der Vorstellung unserer Bevölkerung das Ehrenamt der Naturschützer fehlt. Es muß Aufgabe von uns Naturschutzverbänden, aber ganz vorrangig auch der Naturschutzverwaltungen sein, diese Schieflage der allgemeinen Kenntnis des naturbezogenen Ehrenamtes zu korrigieren.

Der Staat und die Verwaltung müssen mithelfen, freiwillig geleistete Naturschutzarbeit als anerkanntes Ehrenamt in der Einschätzung der Gesellschaft zu etablieren.

Für die gegenwärtig anlaufenden Anstrengungen unserer Gesellschaft eine neue Richtung zu mehr Nachhaltigkeit und Naturverträglichkeit im Sinne der Agenda 21 zu geben, halte ich dieses Bewußtmachen für wesentlich. Ein Beispiel dazu: Weil er diese Notwendigkeit erkannt hat und weil Naturschützer, verglichen mit Heimat- und Trachtengruppen, Feuerwehren und Sportvereinen, mit öffentlichem Lob eher stiefmütterlich bedacht sind, widmet der Niedersächsische Umweltminister Jüttner jährlich den Aktiven im Naturschutz eine ganzgige Festveranstaltung.

Das Ehrenamt im Naturschutz hat für unsere Gesellschaft einen gleichrangigen Wert wie andere ehrenamtliche Tätigkeiten. Die handelnden Personen müssen dies in der Wertschätzung durch die Gesellschaft spüren.

Der selbst ernannte Naturschützer

Diffamierungen von im Naturschutz ehrenamtlich tätigen Personen kommen immer noch vor. Das Wort vom selbst ernannten Naturschützer ist ein böses Wort. Es soll diffamieren, es soll Kompetenz absprechen, es soll den Naturschützer in eine Ecke schieben, wo manche ihn gerne hätten: abseits von Realität und Macht, ein bißchen versponnen, weltfremd, also nicht ernst zu nehmen. Es läßt sich nicht genau herleiten, wann und wo dieses Unwort entstanden ist. Feststeht, daß überall dort, wo man von dieser verletzenden Etikettierung eines klassischen Ehrenamts nicht entschieden abrückt, das Klima des gesellschaftlichen Miteinanders gestört, teilweise vergiftet ist.

Woher kommt das? Arten- und Naturschützer vertreten einen Belang, verfolgen ein Ziel, für das sie Zeit, Geld, Nerven und vieles mehr einsetzen, ohne daraus einen persönlichen Nutzen, auch keinen mittelbaren ziehen zu können. Offensichtlich ist vielen in unserem Land soviel Altruismus suspekt. Naturschützer fordern aber auch gegen den verbreiteten Einzel- und Gruppenegoismus zu ressourcenschonenden nachhaltigen Lebensformen auf. Auch das hören viele nicht gerne.

Dazu kommt, daß aus der Bewertung der von den Naturschützern erhobenen fachlichen Daten und Grundlagen Schlüsse gezogen und daraus Forderungen abgeleitet werden, die etwas verändern sollen. Zum Beispiel soll ein Eingriff oder eine belastende Nutzung unterlassen werden. Solche Positionen reiben sich fast zwangsläufig mit den Interessen anderer Gruppen. Nachdem unseren Positionen - wenn sie fundiert und gut erarbeitet sind - sowohl unter sachlichen wie auch unter ethisch moralischen Gesichtspunkten oft schwer zu widersprechen ist, wird von manchen Betroffenen aus Mangel an Argumenten der Urheber solcher geforderter Veränderungen einfach in ein schlechtes Licht gerückt: Er hat sich selbst zum Naturschützer ernannt, gibt sich ungerüchert als kompetent aus, er ist nicht seriös. Wenn in einer solchen gesellschaftlichen Großwetterlage dann von seiten der Politik in Sonntagsreden sozusagen als Gegenpart zum Naturschützer Landwirte, Jäger und Fischer als die geborenen Naturschützer hofiert werden, mag dies vordergründig manchen gefallen, der Sache und der Wahrheit dient es nicht.

Ganz grundsätzlich können wir die Herausforderungen der Zukunft nur mit einem Höchstmaß an Gemeinsamkeit lösen. Deshalb müssen Vorurteile fallen, die unbestritten auf beiden Seiten bestehen, darf bei aller Unterschiedlichkeit der Standorte für Diffamierung wie den "selbst ernannten Naturschützer" kein Platz sein.

Diffamierungen von im Naturschutz ehrenamtlich tätigen Personen entbehren jeder Grundlage und haben zu unterbleiben.

Kann man so etwas wie ein positives Betriebsklima für das Ehrenamt schaffen?

Grundsätzlich wird das Ehrenamt bei uns geachtet und ist eine tragende oder mittragende Säule unseres Gemeinwesens. Die dort geleisteten Arbeiten

können im Rahmen eines lohnorientierten Wirtschaftsablaufes nicht, zumindest nicht im vergleichbaren Umfang erbracht werden, weil dazu weder das notwendige Personal, noch das für die Dienstleistungen aufzuwendende Geld verfügbar sind. Das Ehrenamt ist also unverzichtbar. So gehört es ganz allgemein zum festen Repertoire aller politischen Gruppierungen, eine Stärkung eben dieses Amtes öffentlich anzukündigen. Es ist an der Zeit, daß dem jetzt endlich Taten folgen.

Um ein positives Betriebsklima für das Ehrenamt zu schaffen, müssen die Rahmenbedingungen für das Ehrenamt so gestaltet sein, daß den Personen ihr Engagement Freude macht, daß sie stolz auf ihre Leistung sein können, daß ihre Arbeit breite Anerkennung findet und sie dadurch nicht zusätzlich finanziell belastet werden.

Wir müssen aber auch etwas für die Verbände tun, die hinter den aktiven Ehrenamtlern stehen. Gerade im Naturschutz muß die ehrenamtliche Tätigkeit, wenn sie ökologischen Zins einbringen soll, fachlich geplant und gesteuert werden. Damit dies auf einem angemessenen Niveau geschieht, müssen die Verbände eine differenzierte Infrastruktur und Experten als feste Mitarbeiter vorhalten. Das ist nicht Selbstzweck, sondern notwendig, es nützt der Gesellschaft.

Wir müssen ein positives "Betriebsklima" für das Ehrenamt schaffen.

Es muß aber dann von dieser Gesellschaft auch dafür gesorgt werden, daß das Ehrenamt durch Vorschriften der Verbandsrechte nicht gnadenlos überfordert wird. Gerade unter steuerlichen Gesichtspunkten wird von den Verbänden ein sehr hohes Maß an Professionalität gefordert. Das bedeutet z.B. bei LBV und BN erheblich höhere Personalkosten. Wenn ein Verband auf diesem Feld ehrenamtlich weiterwurstelt wie bisher, führt das, wie kürzlich beim Arbeitersamariterbund, unweigerlich in ein Desaster.

Ich weiß, daß es in Zeiten der Spendenskandale ein heikles Thema ist, für die Verbände verbandsrechtliche Erleichterungen zu fordern. Ich weiß aber auch, daß es in anderen Ländern einfachere Lösungen gibt. Wir sollten auch bei uns nach einem geeigneten praktikableren Weg suchen. Im Bereich des Spendenwesens gibt es ja schon einen Lichtblick. Seit Beginn dieses Jahres ist gerade für die Naturschutzverbände die Erteilung von Spendenbescheinigungen deutlich vereinfacht worden.

Das Verbandsrecht muß entrümpelt werden, verständlich formuliert sein und einen praktischen Vollzug ermöglichen.

Ehrenamt ist Dienst an Staat und Gesellschaft auf den verschiedensten Feldern. In der allgemeinen Wertschätzung, wie schon angesprochen, machen wir die Erfahrung, daß soziales und kirchliches Ehrenamt einen höheren Stellenwert hat als das Ehrenamt im Naturschutz. Mögliche Gründe für diese unterschiedliche Einschätzung habe ich genannt. Dazu kommt das persönliche Erleben konkreter ehrenamtlicher Leistungen vieler Bürger, vom Kin-

dergarten über den Sportverein bis zur Kranken- und Altenpflege. Zudem ist das Bewachen eines Wanderfalkenbrutplatzes, die über Jahre fortgeschriebene Kartierung bestimmter Tier- und Pflanzenarten oder die fundierte Stellungnahme zu einem Straßenbauprojekt für viele Bürger schwer als Sozialleistung an der Kreatur und damit als Dienstleistung für unsere Gesellschaft zu erkennen. Trotzdem ist diese unentgeltlich in der Freizeit mit Wissen und Können erbrachte Leistung an der Natur von gleicher Bedeutung und gleichem Wert für unser Gemeinwesen wie andere ehrenamtliche Tätigkeiten.

Es darf keine Ungleichheiten in der Behandlung von ehrenamtlich Tätigen geben.

Wie lassen sich die Bedingungen für das Ehrenamt im Naturschutz verbessern?

Wichtig ist, daß Gleichbehandlung hergestellt wird. Der Übungsleiter in einem Sportverein bekam bislang einen steuerlichen Freibetrag von DM 2.400,-, der seit dem 01. Januar 2000 auf DM 3.600,- erhöht worden ist. Dies ist mehr als eine einkommensteuerrechtliche Entscheidung. Dieser als Übungsleiterpauschale bezeichnete Steuerfreibetrag von DM 3.600,- ist eine eindeutige Besserstellung von ehrenamtlich Tätigen in einem bestimmten Bereich. Eine solche Regelung verstößt meines Erachtens gegen den bei uns geltenden Gleichheitsgrundsatz und wird der Bedeutung des Ehrenamtes im Naturschutz verglichen mit dem im Sport nicht gerecht. Und die Ungleichbehandlung geht noch weiter. Ein Übungsleiter erhält vom Sportverein, für den er tätig ist, eine Erstattung von mindestens DM 10,- pro geleiteter Stunde. Im Freistaat Bayern zahlt das Kultusministerium dem Verein für die ersten 200 Übungsstunden pro Jahr und Übungsleiter DM 4,50, ab dann DM 3,-, die Kommune legt im allgemeinen noch einmal DM 2,- und der Landkreis im Regelfall DM 1,50 dazu. Das heißt, daß der Übungsleiter im Sport via Verein mit DM 8,- und ab 200 Stunden mit DM 6,50 pro Stunde aus reinen Steuermitteln bedacht wird und dieses Geld bis zu DM 3.600,- jährlich steuerfrei entgegennehmen kann, während der Naturschutz-Ehrenamtler für Gotteslohn im Biotop die Artenvielfalt erhält.

Das ist ungut, hat sich möglicherweise historisch entwickelt und läßt sich ändern. Natürlich nicht zu Lasten des Sportes, sondern zu Gunsten aller anderen Ehrenamtler, denen wenigstens die Steuerpauschale von DM 3.600,- zugestanden werden muß.

Ich halte die Auflösung dieser Ungleichheit für eine Frage von grundsätzlicher gesellschaftlicher Bedeutung. Sie ist der Indikator dafür, was unserer Gesellschaft das Ehrenamt im Naturschutz und auf anderen Feldern wert ist. Ich habe in dieser Sache den Bayerischen Ministerpräsidenten und den Bayerischen Umweltminister angeschrieben. Der Umweltminister meint, daß ehrenamtliche Leistungen im Naturschutz attraktiver werden sollen, und unterstützt öffentlich wie regierungintern unsere Position. Daß mir vom Leiter der Staatskanzlei eine zwar freundliche, aber eher steuerrechtliche Interpretation des § 3 Nr. 26 Einkommensteuergesetz zugesandt und Einzelfallbeurteilungen durch das

zuständige Finanzamt vorgeschlagen werden, halte ich für wenig hilfreich. Ich denke, hier sind im Interesse des allgemeinen Ehrenamtes politische Entscheidungen gefragt und keine Rechtsinterpretationen.

Die Übungsleiterpauschale - ein Steuerfreibetrag von DM 3.600,- jährlich nach § 3 Nr. 26 (Einkommenssteuergesetz) - muß in Zukunft für alle anerkannten ehrenamtlichen Tätigkeiten gelten.

Ich hoffe, daß man seit der Bundestagsdebatte über die Bedeutung des Ehrenamtes in unserer Gesellschaft im Dezember 1996 auch von Seiten des Staates darüber nachzudenken beginnt, wie man die Rahmenbedingungen für das Ehrenamt verbessern, das Engagement für den Einzelnen attraktiver gestalten kann.

Wir meinen, daß dringend darüber nachgedacht werden muß, ob ehrenamtlich tätige Arbeitnehmer, wie übrigens in den USA schon seit längerem, für einige Stunden im Jahr für diese Tätigkeit von ihrem Arbeitgeber freigestellt werden können. Es ist an eine überschaubare Größenordnung gedacht. Zwei halbe Tage im Jahr wären eine Geste der Wertschätzung und würden es einem Naturschützer ermöglichen, beispielsweise an zwei offiziellen Ortsterminen teilzunehmen, für die er im Vorfeld der Stellungnahme nach § 29 Bundesnaturschutzgesetz zahlreiche Daten in seiner Freizeit erhoben hat, wo er als Ortskenner den Belang Natur kompetent vertreten kann. Der Staat nutzt dies alles bislang ohne jede Gegenleistung.

Wenn sein Bekenntnis zu Naturhaushalt und Nachhaltigkeit nicht als bloße Sprechblase verhalten soll, dann ist es Zeit darüber nachzudenken, ob man dem aktiven Naturschützer weiter zumuten will, zur Erfüllung dieser staatsdienenden Aufgabe, wie der Teilnahme an den im Verfahren vorgesehenen Ortsterminen, jeweils Urlaub nehmen zu müssen.

Zwei halbe freie Tage wären eine Anerkennung, die auch finanzierbar bliebe. Am Geld kann es doch kaum liegen. Denken Sie in diesem Zusammenhang kurz an die problemlose Bereitstellung zahlreicher staatlicher Ordnungskräfte, die bei den Fußballspielen jedes Wochenende zu Lasten der Steuerzahler bei den Großvereinen für Ruhe, Ordnung und einen geregelten Verkehrsfluß sorgen. Wenn wir bei dem Fußballclub des Herrn Ministerpräsidenten bleiben, kann es sich bei dieser kostenlosen staatlichen Dienstleistung nur schwer um Hilfe in einer finanziellen Notlage handeln. Das Unternehmen Bayern München ist ein hoch profitabler Wirtschaftsbetrieb, der es sich leisten kann, daß in seinem aktiven Spielerkader keiner unter 1 1/2 Millionen Jahressalär erhält und manche weit darüber.

Ich meine, zumindest der Arbeitgeber Staat sollte den ehrenamtlich für den Naturschutz Tätigen bei der Erfüllung bestimmter Aufgaben nicht schlechter behandeln als einen Schöffen oder jemanden, der in der Freiwilligen Feuerwehr Dienst tut. Wenigstens an zwei Halbtagen im Jahr.

Für ehrenamtlich im Naturschutz Tätige muß die bezahlte Freistellung von der Arbeit für zwei halbe Tage jährlich eingeführt werden, wobei die Abwicklung ähnlich wie bei den ehrenamtlichen Feuerwehrinsätzen während der Arbeitszeit erfolgen kann.

Ein Vorstoß in dieser Richtung wurde vom Finanzministerium im Auftrag des Innenministeriums systemtypisch wie beim Übungsleiterfreibetrag mit einer Interpretation des Beamtenrechtes in Bezug auf die novellierte Urlaubsordnung und einer Interpretation der Rechtslage nach dem 73. Tarifvertrag zur Änderung des Bundesangestelltentarifvertrages beantwortet mit dem Resümee: es geht nicht.

Ein solcher Umgang mit Anfragen mag formaljuristisch in Ordnung sein, er dient der Sache nicht. Bei Anfragen großer Verbände, die gesellschaftliche Strukturen und Vernetzungen betreffen, in unserem Falle das Ehrenamt, erwarten wir keine verwaltungsjuristische Abhandlung, sondern eine politische Auseinandersetzung mit unserem Anliegen und wir erwarten von der Politik eine Antwort.

Die ehrenamtlich im Naturschutz Tätigen hätten solche Verbesserungen verdient. Die Erfahrung zeigt, daß sie ihr Engagement für den Schutz der Kreatur davon nicht abhängig machen, weil Naturschützer eben aus Überzeugung Naturschützer sind und im Sinne von Albert Schweitzer ein Leben führen wollen, das umgeben von Leben ist, das auch leben will.

Besserstellungen im Ehrenamt haben Bedeutung für jeden Einzelnen. Sie können auch die Zusammenarbeit zwischen dem staatlichen Naturschutz mit seinen wenigen, aber sicheren Arbeitsplätzen und dem Ehrenamtler, der oft Ähnliches oder gar Gleiches tut, aber für Gotteslohn arbeitet, verbessern. Zu dem gelegentlichen Lob käme dann von seiten des Staates eben auch ein Hauch von finanziellem Interesse an seinem Ehrenamtler, z.B. in Form eines Steuerfreibetrages, der wenigstens einen Teil der Unkosten auffangen kann.

Auf die Forderung mancher Sozialpolitiker - wenigstens am besagten Welttag des Ehrenamtes im Dezember 1998 öffentlich vorgebracht -, bei bestimmten Leistungen und in nachgewiesenem Umfang die Rentenansprüche der Betroffenen durch ehrenamtliche Arbeit aufzubessern, sei hier noch einmal hingewiesen. Entsprechende Vorstöße beziehen sich auf Modelle wie die Kindererziehungsleistung bei der Rentenversicherung oder Rentenanwartschaften beim "sozialen Jahr". Dies ist ein Bereich, der mit einem hohen Maße an Fingerspitzengefühl und in würdiger Betrachtung des jeweiligen Ehrenamtes von allen Beteiligten ohne Voreingenommenheit und ohne Hast diskutiert werden muß.

Die soziale Absicherung für das Ehrenamt durch Anwartschaften in der Rentenversicherung muß sorgfältig geprüft werden.

Dabei gilt es auch zu bedenken, daß eine Entwicklung hin zur staatlichen Alimentierung direkt oder

indirekt mit dem Verlust von Freiheit in der Ausübung des Ehrenamtes verbunden sein kann. Eine Freiheit, die mich als Naturschützer selbst entscheiden läßt, ob ich mich mit Verbreitungstendenzen des Frauenschuhs beschäftige oder ob ich zusammen mit Freunden und Kollegen mit viel Einsatz und Nachdruck die fachlichen Daten dafür zusammentrage, um hochwertige Schutzgebiete vor der Zerstörung durch eine geplante Großmaßnahme zu retten.

Ich habe Zweifel, ob eine „Rentenpunkteehrenamtlichkeit“ sich z.B. mit gleichem Nachdruck im Verfahren Donauausbau zwischen Straubing und Vilsbiburg hätte engagieren können, wie viele von uns es getan haben.

Die Freiheit zu entscheiden, was wir wann und wo ehrenamtlich pro Natur arbeiten, ist das Schwungrad für unser Handeln. Dieser Motor unserer Dynamik darf auf keinen Fall zur Disposition stehen.

Der ehrenamtlich Tätige muß selber frei entscheiden können, auf welchem Gebiet und in welchem Umfange er sich engagiert.

Zusammenarbeit zwischen ehrenamtlichem und behördlichem Naturschutz

Trotz schwieriger Ausgangssituation - eklatante Mängel von Naturschutzflächen, anhaltende Nutzungsintensivierungen und mit hoher Wahrscheinlichkeit auf uns zukommende globale Veränderungen - will der Naturschutz den heutigen Artenbestand an die nächste Generation weitergeben. Im Grundsatz ist dieser zentrale Ansatz nicht mehr und nicht weniger als das Einlösen internationaler Verpflichtungen.

Unter dieser Prämisse arbeiten wir für unsere Ziele, wir sind hoch motiviert, Natur zu schützen, den Ressourcenausverkauf einzubremsen, um ihn schließlich ganz zu stoppen. Unser natürlicher Partner bei diesem gesellschaftlichen Experiment „David gegen Goliath“ ist die Naturschutzverwaltung. Die Zusammenarbeit zwischen ehrenamtlichem und amtlichem Naturschutz hat Tradition, sie funktioniert im allgemeinen gut. Sie wird in ihrer Qualität letztlich von den handelnden Personen, von den innerbetrieblichen Strukturen, den politischen Freiräumen sowie den personellen Möglichkeiten des behördlichen Naturschutzes bestimmt.

Wenn man sich bei uns in Bayern die Querverbindungen zwischen dem Bauernverband und der politischen Spitze des Landwirtschaftsministeriums oder zwischen den Industrieverbänden und dem Wirtschaftsministerium vergegenwärtigt, Querverbindungen, die gerade im Vorfeld von Erlassen, Verordnungen und Gesetzgebungsverfahren hoch intensiv sind und damit gestalterische Qualität haben, liegt hier, Herr Dr. Schnappauf, noch Entwicklungsspielraum im Interesse beider Seiten und zum Nutzen der Natur.

Umweltminister brauchen vielleicht sogar dringender als ihre Kabinettskollegen nicht nur parteiintern eine Hausmacht, sie brauchen diese auch in der Bevölkerung. Umwelt- und Naturschutzverbände können eine solche Funktion in Richtung Gesellschaft erfüllen, gelegentlich tun sie das. Wenn eine

solche Beziehung Qualität und Bestand und vor allem Wirkung haben soll, muß man daran arbeiten: Diskret und verlässlich, man muß Konflikte aufarbeiten, Vertrauen entwickeln. Die Naturschutzverbände als Lobby für die Natur können - in kritischer Partnerschaft versteht sich - zumindest in Teilbereichen durchaus auch eine Lobby für die staatliche Naturschutzverwaltung und ihre Ziele sein. Dies setzt aber voraus, daß man die großen Naturschutzverbände uneingeschränkt als legitime Vertreter der Bürger in Sachen Naturschutz anerkennt.

Die Beziehungen zwischen der Naturschutzverwaltung und dem ehrenamtlichen Naturschutz sind wichtig und müssen weiterentwickelt werden.

Das größte Kapital des ehrenamtlichen Naturschutzes ist seine in Generationen gewachsene, sehr differenzierte und genaue Standortkenntnis im Regelfall aller für den Naturschutz relevanten Arten und Lebensräume. Auf dieses Wissen ist die Naturschutzverwaltung angewiesen. Diese Daten zu sammeln und naturschutzfachlich zu nutzen, ist von hohem Gemeinwohlinteresse. Dazu sind geeignete Strukturen notwendig, die als Scharnierstellen zwischen dem amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutz wirken müssen. Zu nennen sind hier die Vogelschutzwarte, die Akademie für Naturschutz (ANL) und Arbeitsgruppen im StMLU oder im LfU.

Weil wir im Artenschutz nur in geringem Umfang auf Meßsonden oder andere technische Geräte zurückgreifen können, sondern Manpower vor Ort brauchen, um zu erheben, zu beobachten und teilweise auch zu bewerten, ist klassischer Naturschutz eine extrem personalintensive Aufgabe. Dass sie nur durch starke Einbindung des Ehrenamtes lösbar ist, wissen wir. Der Staat spart dadurch in Anlehnung an eine WWF-Studie viele Millionen. Dieser Umstand verpflichtet ihn geradezu, den personellen Rahmen zur Aufrechterhaltung dieser erfolgreichen Zusammenarbeit zu sichern.

Der Entschluß, im Gelände zu kartieren und ökologische Daten zu erfassen, entspringt ganz individuellen Gründen wie wissenschaftlicher Neugierde, Freude an der Natur, wie Schutzinteressen und vielem mehr. Die Daten an eine Behörde weiterzugeben, ist eine andere Sache, ist eine davon völlig unabhängige Entscheidung jedes einzelnen.

Daß diese Weitergabe von Daten in großem Umfang geschieht, ist nicht selbstverständlich. Die Bereitschaft dazu kann zusammenbrechen, wenn die Melder den Eindruck gewinnen müssen, ihre Daten würden nicht ausreichend berücksichtigt. Wenn sich der Staat die billige Bezugsquelle an essentiellen Basiswissen erhalten will, muß er seine naturschutzpolitischen Entscheidungen seinen freiwilligen Mitarbeitern immer dann plausibel erklären, wenn sie sozusagen gegen den Geist der ehrenamtlich erarbeiteten Datenlage getroffen werden. Tut er es nicht, besteht die Gefahr, daß der Datenfluß abbricht. Dies wäre prekär für den staatlichen Naturschutz.

Daß dem so ist, läßt sich aus den neuen Verpflichtungen ableiten, die im Rahmen des Konzeptes Natura 2000 auf die einzelnen Bundesländer zukommen. Neben der Notwendigkeit, Managementpläne als Rahmen für nachhaltige, die Schutzwürdigkeit erhaltende Nutzungen aufzustellen, neben der Bewertung von Umweltverträglichkeitsstudien und der Verpflichtung zur Überwachung des Erhaltungszustandes der besonderen Schutzgebiete nach der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie werden Monitoring und Berichtspflicht soviel mit Fachwissen gepaarte Manpower erfordern, daß diese staatliche Pflichtaufgabe ohne den ehrenamtlichen Naturschutz nicht zu bewältigen sein wird.

Da viele Daten zur Ausweisung solcher Schutzgebiete schon zusammen mit Ehrenamtlern erarbeitet wurden und von diesen bis heute teilweise regelmäßig aktualisiert und fortgeschrieben werden, ist zielführende Zusammenarbeit sicher möglich und sinnvoll. Die Zusammenarbeit muß aber gepflegt, inhaltlich vorbereitet, sie muß gelenkt und strukturiert werden. Hier schon jetzt neben "good will" auch dafür zu sorgen, daß der Ehrenamtler alle Auslagen erstattet bekommt, die mit dieser von ihm übernommenen naturschutzfachlichen Pflichtaufgabe des Staates in Verbindung stehen, ist unerlässlich. Eine entsprechende Regelung ist z.B. in der Evangelischen Kirche seit der Synode 1993 zum Ehrenamt verbindlich. Auch im Naturschutz würde eine solche Weichenstellung vieles erleichtern. Es wäre für den Naturschutz eine mögliche und für den Steuerzahler eine äußerst preiswerte Lösung zur Erfüllung einer staatlichen Pflichtaufgabe.

Klassische Naturschutzarbeit ist extrem personalintensiv. Viele neue staatliche Pflichtaufgaben im internationalen Naturschutz sind nur durch Mithilfe ehrenamtlicher Kräfte zu lösen.

Viele meinen, das Ehrenamt ist ein wichtiges Ferment, aber auch eine verbindende Klammer in unserer Bürgergesellschaft. Daraus wird richtigerweise gefolgert, daß das Ehrenamt aus seinem gesellschaftlichen Schattendasein heraustreten sollte. In einer 1998 von der Baden-Württembergischen Landesregierung veröffentlichten Studie wird nach strukturellen Hemmnissen gesucht, die das bürgerschaftliche Engagement erschweren. Die dortigen Ergebnisse decken sich oft mit unseren Erfahrungen.

Für Naturschutzverbände gibt es in Bayern keine institutionelle Förderung. Ein weiteres kommt hinzu. Der Ehrenamtler im Naturschutz ist zwar eindeutig im Interesse der Gesellschaft tätig, wenn aber Probleme, beispielsweise haftungsrechtlicher oder versicherungstechnischer Art, auftreten, ist der Staat weit weg und der Verband voll in der Pflicht. Hilfs-, Aufräumungs- und Instandsetzungsarbeiten nach dem Pfingsthochwasser und dem Weihnachtsorkan Lothar haben uns diese Problematik wieder einmal ungeschminkt vor Augen geführt. Ich halte es für unbedingt notwendig, darüber nachzudenken, ob nicht analog zu ehrenamtlichen Feuerwehreinsetzungen, auch bei Unfällen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen, eine öffentliche

Versicherung, beispielsweise die Gemeinde-Unfallversicherung, eintreten sollte. Für die Bereiche, welche die kommunale Haftpflicht abdeckt, müßte Entsprechendes gelten.

Der Staat muß den Versicherungsschutz im Unfall- und Haftpflichtbereich für den Ehrenamtler bei seiner ehrenamtlichen Tätigkeit übernehmen.

Eine "Verstaatlichung des Ehrenamtes" wäre teuer und wohl nicht zu bezahlen

Das Ehrenamt soll - wie Wackerbauer formuliert - die klassische staatsbürgerliche Herausforderung unterhalb der Schwelle eines bezahlten öffentlichen Vollzeitengagements sein und bleiben. Darüber besteht Konsens.

Belohnen statt entlohnen wird daher gerne formuliert. Ich denke, es ist in diesem Zusammenhang hilfreich und notwendig, sich zu vergegenwärtigen, welches Kosten-Äquivalent der geleisteten Naturschutzarbeit entspricht. Was käme dabei heraus, wenn es volkswirtschaftlich betrachtet zu einer Art "Verstaatlichung des Ehrenamtes" käme und der Staat, ganz gleich auf welcher Organisationsebene, das durch Dritte erledigen lassen und bezahlen müßte, was die in den Naturschutzverbänden organisierten Bürger jährlich als Sozialleistung an der Schöpfung erbringen? Und zwar für die Bereiche Artenschutz, Landschaftspflege, klassischer Naturschutz, Umweltbildung, Stellungnahmen zu Eingriffsregelungen, Datenbereitstellung, Jugendarbeit, Agenda 21 und manches mehr.

BN und LBV haben das von ihren beiden Organisationen erarbeitete "Ökologische Bruttosozialprodukt" abgeschätzt und sind für das Jahr 1999 auf einen Betrag von 55 bis 57 Millionen DM gekommen.

Die Leistungen des ehrenamtlichen Naturschutzes im Freistaat Bayern entsprechen 1999 einem Gegenwert von etwa 55 Millionen DM.

Detaillierter sind die beiden Kreisgruppen von LBV und BN in München vorgegangen. Sie haben für die Jahre 1998 und 1999 die Leistungen aufgelistet, die von den Naturschutzverbänden ehrenamtlich erbracht wurden. Und zwar diejenigen Leistungen, zu denen die Kommune einen gesetzlichen Auftrag hat oder wie beim Klimaschutz direkt wie auch aufgrund ihrer Vorbild- und Leitfunktion verpflichtet ist. Einem Leistungsvolumen von 3,935 Millionen DM für die beiden Jahre stehen Zuschüsse der Stadt in Höhe von DM 112.000,- gegenüber, in geringerem Umfang noch ergänzt durch Fördermittel aus der Landschaftspflege und dem Umweltbildungsprogramm des StMLU.

Unter diesem Zahlenrahmen sind die Änderungen und Anregungen zu sehen und zu diskutieren, die ich vorgetragen habe. Die vorgeschlagenen Änderungen und Verbesserungen für das Ehrenamt sehe ich nicht primär als Gegenleistung des Staates, ich sehe sie ganz allgemein als eine Möglichkeit an, das Ehrenamt attraktiver zu machen. Entscheidungen in dieser Richtung würden dazu beitragen, ge-

rade die freiwillige Arbeit im Naturschutz im Empfinden der Bürger als positiven Wert zu etablieren.

Das Ehrenamt muß attraktiver werden. Änderungen und Verbesserungen im Bereich der sozialen Sicherung, der Kostenerstattung und der öffentlichen Anerkennung sind notwendig. Die Fürsorgepflicht des Staates für seine ehrenamtlich Tätigen muß eingelöst werden.

Wir brauchen für eine erlebenswerte Zukunft die Natur, und die Natur braucht unseren Schutz, egal ob von ehrenamtlicher oder staatlicher Seite. Wir haben gesehen, dass der Staat diese Aufgabe alleine nicht leisten kann. Es gibt also gute Gründe, das ehrenamtliche Engagement im Naturschutz, das in der Verbandsarbeit ebenso wie in der Mitarbeit an verschiedenen Naturschutzprogrammen des Staates zum Ausdruck kommt, zu stärken und zielstrebig zu fördern, damit das Ehrenamt im Naturschutz langfristig auf hohem Niveau zum Nutzen aller erhalten bleibt.

Dr. Goppel hat dieses Seminar unter den bekannten Satz von J.F. Kennedy gestellt: "Fragt nicht, was Euer Land für Euch tun kann, fragt, was Ihr für Euer Land tun könnt". Dieser Satz hat Gültigkeit.

Lassen Sie mich - vor allem an die Politik gewandt - für einen Moment des Nachdenkens folgende Aussage danebenstellen: "Fragt nicht, was das Ehrenamt noch alles für das Gemeinwohl tun kann, - fragt, wie Ihr die Rahmenbedingungen für das Ehrenamt im Naturschutz verbessern könnt."

Anschrift des Verfassers:

Ludwig Sothmann
Vorsitzender des Landesbund
für Vogelschutz in Bayern e.V.
Postfach 1360
D-91157 Hilpoltstein

Entwicklung von Naturschutzstrategien

Fragenkataloge zur Berücksichtigung psychischer, sozialer und politischer Prozesse bei Naturschutzvorhaben

Stefan HEILAND

1. Einleitung – Naturschutz als gesellschaftspolitische Aufgabe

Ist der Naturschutz erfolglos? Manche (Selbst-)Einschätzungen der Arbeit des Naturschutzes lassen das vermuten (z.B. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1987, 1994), haben aber zugleich z.T. heftigen Widerspruch ausgelöst (z.B. GEISLER 1995). Diese unterschiedlichen Auffassungen haben ihre Ursache nicht zuletzt darin, dass für eine generelle Beurteilung von Erfolg bzw. Misserfolg des Naturschutzes eindeutige Kriterien fehlen und entsprechende Einschätzungen häufig auf ganz unterschiedlichen Fakten gründen - von Bewusstseinsänderungen über die Schaffung von Behörden oder die Novellierung von Gesetzen bis hin zu den Ergebnissen „in der Landschaft“. Dennoch besteht weitgehend Einigkeit darüber, dass zweifelsohne erzielte Erfolge des Naturschutzes in Einzelfällen hinter dem notwendigen – oder zumindest dem wünschenswerten – Maß zurückbleiben (vgl. Beirat für Naturschutz und Landschaftspflege beim BMU 1995, Naturschutzbund Deutschland 1995, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1994, 1996).

Was sind die Gründe hierfür? Eine wesentliche Ursache dürfte in der bisher weitgehend stiefmütterlichen Behandlung psychischer, sozialer und politischer Aspekte in der Naturschutzpraxis liegen (HEILAND 1999, 2000) – Aspekte, die in der Ausbildung der im Naturschutz tätigen Biologen, Landschaftsplaner oder Geographen in der Regel ebenso vernachlässigt werden wie in der Zusammensetzung des Personals in Naturschutzbehörden und -verbänden. Zwar baut Naturschutz auf naturwissenschaftlichen, rechtlichen und ethischen Grundlagen auf, ist aber in erster Linie eine soziale, politische und kommunikative Aufgabe: Schließlich geht es bei den meisten Tätigkeiten ehren- und hauptamtlicher Akteure des Naturschutzes weniger darum, selbst umwelt- bzw. „naturschutzgerecht“ zu handeln, sondern vielmehr darum, andere Akteure – Grundeigentümer, „Eingriffsverwaltungen“, Kommunen usw. – zu einem Handeln im Sinne des Naturschutzes zu bewegen¹. Der Erfolg des Naturschutzes entscheidet sich daher in erster Linie in der Auseinandersetzung mit Menschen innerhalb gesellschaftlicher Systeme.

Vor diesem Hintergrund halten es etwa OPPERMANN et al. (1997, S. 40) angesichts des großen

Aufwands bei der Erstellung von Landschaftsplänen für erstaunlich, dass „bisher keine Instrumente zur systematischen Untersuchung günstiger oder ungünstiger Umsetzungsbedingungen entwickelt wurden“. Dieses Defizit ist nicht nur in der Landschaftsplanung zu beobachten, sondern in allen Handlungsfeldern des Naturschutzes.

2. Fragenkataloge zur Entwicklung von Naturschutzstrategien – die Grundlagen

Hier könnten Checklisten in Form von Fragenkatalogen hilfreich sein, die auf psychische, soziale und politische Einflussgrößen hinweisen, von denen die Verwirklichung von Naturschutz-Zielen häufig abhängt. Solche Fragenkataloge sollten auf verhaltens- und sozialwissenschaftlichen Befunden basieren und sich mit Individuen ebenso auseinandersetzen wie mit kollektiven Akteuren (Organisationen, Verbänden, Parteien, Behörden, Unternehmen etc.) und nicht zuletzt mit Mechanismen und Gesetzmäßigkeiten gesellschaftlicher Funktionssysteme, wie etwa der Politik (aber auch der Wirtschaft, der Erziehung oder der Wissenschaft). Tabelle 1 gibt einen Überblick über Inhalte eines solchen Fragenkatalogs, der im einzelnen sehr differenzierte Fragen enthalten kann (HEILAND 1999). Aber ist es überhaupt leistbar, sich mit solch umfassenden Fragenkatalogen zu befassen und lohnt es sich? Beide Fragen sind mit Ja zu beantworten, wenn die grundlegenden Kenntnisse über die „abgefragten“ psychischen, sozialen und politischen Faktoren vorhanden und praxisgerecht aufbereitet sind. Diesen Anspruch kann dieser Artikel nicht vollständig einlösen, aber er will – in Theorie und Praxis – aufzeigen, in welche Richtung entsprechende Bemühungen im Naturschutz gehen könnten und was davon zu erwarten ist.

Zum Beispiel: Individuen als Adressaten des Naturschutzes

„Gesagt bedeutet nicht gehört, gehört bedeutet nicht verstanden, verstanden bedeutet nicht einverstanden, einverstanden bedeutet nicht angewandt, angewandt bedeutet nicht beibehalten“. Dieser in der Psychologie häufig zitierte Satz (hier bei FREY 1991, S. 2) lässt sich als „Stufenfolge von Kommunikation und Handeln“ (vgl. Abb. 1) verstehen, bei der jede Stufe überwunden werden muss, ehe es von der bloßen Mitteilung einer Information zum

¹ Unter Handeln wird im Folgenden ein Verhalten verstanden, mit dem eine Person einen Sinn und das Erreichen eines Ziels verbindet, also in der Regel „bewusstes Verhalten“. Verhalten ist ein darüber hinausgehender Begriff, der alle beobachtbaren Äußerungen und Regungen eines Individuums beinhaltet – seien sie nun intendiert oder nicht (vgl. DORSCH 1994)

Tabelle 1

Fragenkatalog zu gesellschaftspolitischen Rahmenbedingungen des Naturschutzes

<p>1. Allgemeine Analyse der Situation Zu berücksichtigende Akteure und soziale Systeme</p> <p>2. Akteure des Naturschutzes Analyse der eigenen Handlungsvoraussetzungen</p> <p>3. Individuen als Adressaten des Naturschutzes</p> <p>3.1 Perspektivendifferenzen (unterschiedliche Wahrnehmungs- und Beurteilungsweisen des betreffenden Themas) zwischen Akteuren und Adressaten des Naturschutzes</p> <p>3.2 Determinanten individuellen Verhaltens (Lebenszusammenhang, Wahrnehmung und Denken, Interessen und Bedürfnisse, Werte, Normen, Einstellungen, soziale Faktoren, Infrastrukturelle Verhaltensbedingungen)</p> <p>3.3 Kommunikation zwischen Akteuren und Adressaten des Naturschutzes (Zielgruppenspezifität, soziale Distanzen, emotionale Beziehung, Vermittler, Schlüsselpersonen, Informationsträger, Tauschpotential in Verhandlungen)?</p> <p>4. Kollektive Akteure als Adressaten des Naturschutzes (Organisationen, Behörden, Verbände, Parteien, politische Gremien etc.)</p> <p>4.1 Akteursspezifische Handlungsdeterminanten (Interessen, Organisationsstruktur u. -grad)</p> <p>4.2 Beziehung zwischen Akteuren und Adressaten des Naturschutzes</p> <p>4.3 Interne und externe Steuerbarkeit kollektiver Akteure</p> <p>5. Bedingungen des politischen Systems (betroffene Politik- und Verwaltungsebenen, Zeitlich-prozessuale Rahmenbedingungen, Verteilung von Macht und Einfluss, Interessensabhängige Faktoren u.a.)</p> <p>6. Strategien</p> <p>6.1 Wahl der Strategie (Kooperation versus Konfrontation)</p> <p>6.2 Mobilisierung von Öffentlichkeit und Bevölkerung</p> <p>6.3 Bündnisse und Lobbyismus</p> <p>6.4 Verhinderung symbolischer und alibihafter Naturschutzpolitik</p>

erwünschten Handeln kommt – von bloßen Naturschutz-Forderungen zu ihrer Verwirklichung durch die jeweiligen Adressaten. Häufig (nicht immer!) ist die Überwindung dieser Stufen von einer Vielzahl von Voraussetzungen abhängig, die erfüllt sein müssen. Nur dann wird eine Person umweltgerecht handeln – also im Sinne dessen, was die Akteure des Naturschutzes von ihr in Hinblick auf das jeweils angestrebte Naturschutz-Ziel erwarten².

Welche Faktoren spielen nun eine Rolle, damit die verschiedenen Stufen genommen werden können? Tabelle 2 fasst die wichtigsten zusammen und zeigt, dass auf jeder Stufe zwar miteinander wechselwirkende, aber doch unterschiedliche Faktoren zur Geltung kommen – was erklärt, dass „Gehört“ noch keineswegs „Angewandt“ bedeutet. Beispielhaft soll das bisher Gesagte anhand der Stufen „Gesagt – Gehört“ und „Angewandt – Beibehalten“ näher erläutert werden – um anschließend Fragen

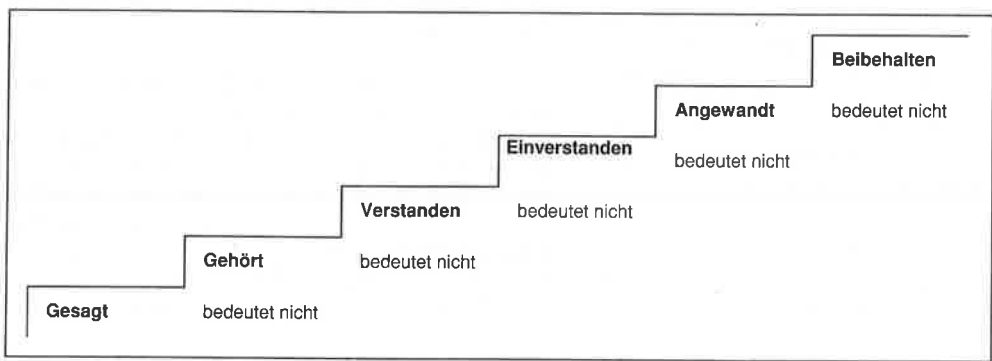


Abbildung 1

Stufenfolge von Kommunikation und Handeln (nach FREY 1991)

² Der Begriff „umweltgerecht“ wird im folgenden stets in diesem Sinne verwendet.

Tabelle 2

Einflussfaktoren auf die Stufenfolge von Kommunikation und Handeln. Die mit „X“ gekennzeichneten Faktoren sind auf der jeweiligen Stufe besonders zu berücksichtigen

	Gesagt	Gehört	Verstanden	Einverstanden	Angewandt	Beibehalten
Infrastrukturelle Einflussfaktoren						
Verhaltensrückmeldungen						X
Handlungsanreize und -möglichkeiten				X		X
Soziale Einflussfaktoren						
Soziales Umfeld, soziale Anerkennung					X	X
Soziale Dilemmata					X	X
Soziale Rolle				X	X	X
Individuelle Einflussfaktoren						
Verhaltensgewohnheiten					X	X
Denkgewohnheiten			X			
Wissen			X		X	
Nutzen		X			X	X
Alltag, Lebenszusammenhang		X			X	X
Interessen, Bedürfnisse		X	X		X	X
Kapazitäten (zeitlich, emotional, kognitiv)		X	X		X	X
Werte / Einstellungen		X			X	
Wahrnehmung		X	X			
Informationsaufnahme- und -abwehrstrategien		X	X		X	
Kommunikationsbedingte Einflussfaktoren						
Verhältnis Sender-Empfänger (Wer? Wem?)	X		X			
Art und Weise der Information (Wie?)	X		X			
Inhalt d. Information (Was?)	X		X			
Ort und Zeit der Information (Wo? Wann?)	X			X		

für die Analyse und Planung von Naturschutzvorhaben daraus abzuleiten.

Die Kommunikation: Von „Gesagt“ zu „Gehört“

Berücksichtigung individueller Wahrnehmungs- und Handlungsmuster

Individuelle Wahrnehmungs- und Handlungsmuster der Adressaten des Naturschutzes können häufig – zumindest kurzfristig – nicht verändert werden und müssen als gegeben hingenommen, daher aber um so stärker berücksichtigt werden. Die Faktoren **Alltag, Lebenszusammenhang und Kapazitäten** (zeitlich, emotional, kognitiv) verweisen darauf, dass umweltrelevante Verhaltensweisen und die Bereitschaft, sich mit Naturschutzfragen zu befassen, nicht isoliert betrachtet werden dürfen. Vielmehr sind sie immer in einen umfassenden Lebenszusammenhang eingebunden, innerhalb dessen sie aufgrund der beschränkten Kapazitäten jedes Menschen stets mit anderen Themen und Verhaltensanforderungen konkurrieren: mit den Anforderungen von Beruf, Familie, Freunden und Bekannten oder mit dem Bedürfnis nach Erholung und Freizeit.

Aufgrund dieses Konkurrenzverhältnisses ist es von vornherein zunächst eher unwahrscheinlich, dass eine Person ihre **Wahrnehmung** darauf richtet, was Naturschützer ihr sagen wollen: sei es, weil die Person naturschutzrelevante Nachrichten oder Medien nicht beachtet und Informationsveranstaltungen nicht besucht, dass sie den Kontakt mit Naturschützern generell meidet oder diesen, wenn Kontakt besteht, nicht ernsthaft zuhört – insbesondere wenn sie sich keinen **Nutzen** aus der Verwirklichung von Naturschutz-Zielen erwartet. Sogenannte **Informationsaufnahme und -abwehrstrategien** unterstützen das: Eine Person nimmt in der Regel bevorzugt solche Informationen wahr, die sie interessieren, die dem eigenen „Weltbild“ entsprechen und die eigenen (Vor-)Urteile bestätigen. Sie wird hingegen Informationen meiden und abwerten, die diesem Weltbild und den eigenen **Bedürfnissen** und **Interessen** widersprechen (ERNST et al. 1992). Hier spielen auch **Werte und Einstellungen** eine Rolle, die mit darüber entscheiden, welche Inhalte es überhaupt wert sind, beachtet zu werden.

Eine Checkliste zum Thema individueller Voraussetzungen des „Hörens“ von Naturschutz-Informationen müsste also unter anderem folgende Fragen enthalten:

1. Wie ist die prinzipielle Einstellung der Adressaten zu Naturschutzfragen – interessiert, offen, gleichgültig, negativ? Sind sie grundsätzlich bereit, sich mit Naturschutzfragen zu befassen?
2. Wie sehen Alltag und Lebenszusammenhang der Adressaten aus? Welche Rolle nehmen Naturschutzfragen darin ein? Bieten Alltag und Lebenszusammenhang Anknüpfungspunkte für Naturschutzstrategien?
3. Über welche zeitlichen, physischen, psychischen und kognitiven (geistigen) Kapazitäten verfügen

die Adressaten, um Informationen des Naturschutzes wahrzunehmen? Stellen diese Informationen eine Überforderung dar?

4. Von welchen Interessen, Bedürfnissen und Problemen werden die Kapazitäten der Adressaten in erster Linie beansprucht? Welche Aufmerksamkeit für Naturschutzfragen ist daher zu erwarten?
5. Über welche zeitlichen Möglichkeiten verfügen die Adressaten, an Veranstaltungen, Gesprächen, Ortsterminen usw. teilzunehmen? (z.B. wegen der Erntezeit in der Landwirtschaft, wegen Urlaubszeiten, oder sogar der Fußball Champions-League!)
6. Wie können Naturschützer Informationen so gestalten,
 - dass sie von den Adressaten überhaupt wahrgenommen werden – z.B. durch interessante grafische Gestaltung, Aufzeigen eines möglichen Nutzens oder überraschender Zusammenhänge etc.?
 - dass sie die Kapazitäten der Adressaten möglichst wenig beanspruchen und diese die Information leicht aufnehmen können?

Die Gestaltung der Kommunikation

Erfolgreiche Kommunikation ist keine Selbstverständlichkeit: „Aus kulturellen, gesellschaftlichen und subjektiven Wertungen und Interessen resultieren erst zu nehmende Verständigungsbarrieren ... Der Kommunikationserfolg hängt davon ab, daß die Inhalte der Kommunikation potentielle Verständigungsbarrieren berücksichtigen sowie Form und Technik der Kommunikation nach den jeweiligen Zielen ausgerichtet werden“ (KARGER 1995, S. 7). Dabei sind der Ablauf der Kommunikation und die Wahl von Kommunikationsstrategien „von der Antwort des Partners abhängig. Er soll ja dazu gebracht werden, so zu handeln, daß sich die Handlungsziele des Akteurs erfüllen. ... Die Regeln sozialen Umganges werden in diesem Sinne wie bei jeder Art Kommunikation vom Adressaten diktiert“ (EIBL-EIBESFELDT 1984, S. 634).

Deshalb sollten Naturschützer ihre Kommunikation zielgruppengerecht auf die jeweiligen Adressaten abstimmen. Zunächst entscheiden **Ort und Zeit** einer Information darüber, ob die Zielgruppe überhaupt erreicht wird: Landwirte lesen (in der Regel) keine Naturschutz-Fachzeitschriften, sondern eher das Landwirtschaftliche Wochenblatt, ältere Menschen werden über das Internet schwerer zu erreichen sein als jüngere, und das persönliche Gespräch gibt eine höhere Gewissheit darüber, dass eine Information ankommt als ein Massenbrief. Zudem muss der **Inhalt der Information** auf das Interesse des Adressaten stoßen oder es wecken können. Wendet man sich an Personen, die dem Naturschutz uninteressiert oder gar ablehnend gegenüber stehen, genügt es daher nicht, nur den „eigentlichen“ Inhalt darzustellen. Mit allerlei „Zutaten“, die die Adressaten interessieren könnten und ihnen einen Nutzen versprechen, müssen sie vielmehr erst neugierig gemacht werden – der Wurm muss dem Fisch schmecken, nicht dem Angler.

Hier sind nun **Art und Weise der Information** zu beachten. Erstens muss die „Sprache“ der Zielgruppe benutzt werden – Fachausdrücke oder akademischer Stil führen bei vielen Menschen dazu, dass sie nicht mehr zuhören und unter Umständen verärgert reagieren – und damit spätestens die beiden folgenden Stufen „Gehört-Verstanden“ und „Verstanden-Einverstanden“ nicht mehr nehmen (können). Das gilt in noch viel stärkerem Maße für den „angeschlagenen Ton“: Die Voraussetzungen für eine gelingende Kommunikation sind denkbar schlecht, sobald beim Empfänger der Eindruck entsteht, dass der Sender „von oben herab“ spricht und sich arrogant, besserwisserisch und überheblich verhält. Daraus folgende emotionale Belastungen des **Verhältnisses zwischen den Kommunikationspartnern** können dazu führen, dass eine Information unabhängig von ihrem Inhalt nicht mehr gehört wird, weil der Empfänger ja weiß (oder glaubt, zu wissen), was „aus dieser Ecke kommt“. Solche Belastungen können sich als „emotionale Altlasten“ auf den Erfolg zukünftiger Naturschutzvorhaben deutlich negativ auswirken (LUZ 1994).

Insofern ist es von hoher Bedeutung, wer etwas sagt, wer also der **Sender einer Information** ist: Glaubwürdigkeit, Sympathie und Vertrautheit sind entscheidende Elemente dafür, ob ein Mensch einem anderen sein Gehör schenkt. Eine besondere Rolle kommt hier der **sozialen Distanz** zwischen Sender und Empfänger zu: Haben sie eine ähnliche soziale und geographische Herkunft, sprechen sie eine ähnliche Sprache, verfügen sie über einen ähnlichen sozialen Status oder über eine ähnliche berufliche Erfahrung? Je mehr dieser Fragen mit Ja beantwortet werden können, um so besser: KAULE et al. (1994) erwähnen die Schlüsselposition, die Agrarberatern mit landwirtschaftlicher Ausbildung bei der erfolgreichen Umsetzung von Naturschutzvorhaben mit der Landwirtschaft zukommt und führen das auf die Akzeptanz zurück, die Landwirte den Agrarberatern entgegenbringen – im Gegensatz zum eher reservierten Verhältnis zu Landschaftsplanern oder Biologen. Aus diesem Grund können „Vermittler“, also von beiden Seiten akzeptierte Personen, eine wichtige Rolle für die Verwirklichung von Naturschutz-Zielen spielen: Sie verringern die soziale Distanz zwischen den Akteuren des Naturschutzes und ihren Adressaten. Hohe soziale Distanz hat zudem einen weiteren Nachteil: Die gegenseitige Kenntnis zwischen den Akteuren des Naturschutzes und ihren Adressaten ist gering und die subjektiven Wirklichkeitswahrnehmung in der Regel sehr unterschiedlich, die Gefahr aneinander vorbei zu reden entsprechend hoch.

Auch aus diesen Überlegungen lassen sich Fragen für die Planung von Naturschutzvorhaben ableiten:

1. Wie groß ist die soziale Distanz zwischen Akteuren und Adressaten des Naturschutzes? Können sich daraus Kommunikationshemmnisse ergeben: mangelnde gegenseitige Kenntnis, Vorurteile, unterschiedliche Sichtweisen und Werturteile, verschiedene „Sprachen“ usw.
2. Ist die Beziehung zwischen Akteuren und Adressaten des Naturschutzes aus früheren Erfahrungen emotional vorbelastet? Kann sich das auf die

aktuelle Kommunikation auswirken, z.B. indem man sich gegenseitig nicht (richtig) zuhört?

3. Vermittelt man den Adressaten, dass sie als Personen respektiert und als gleichberechtigte Kommunikationspartner anerkannt sind? Werden persönliche Angriffe und Vorhaltungen vermieden? Könnte das eigene Auftreten zu emotionaler Abwehr durch die Zielgruppe führen?
4. Ist die Informationsvermittlung adressatengerecht, anschaulich und verständlich (Ortsbegehungen, Besichtigung ähnlicher Projekte, verständliche Sprache etc.)?
5. Über welche Informationsträger können die Zielgruppen erreicht werden (Medien, Vereine, Verbände etc.)?
6. Ist die Einschaltung von Vermittlern zwischen Akteuren und Adressaten des Naturschutzes zur Verminderung bestehender Kommunikationsprobleme nötig oder hilfreich?
7. Welche Personen bzw. Institutionen sind als Vermittler geeignet? Wer ist Naturschutz-Zielen gegenüber aufgeschlossen und verfügt über hohen Bekanntheitsgrad, soziales Prestige und Glaubwürdigkeit bei der Zielgruppe?

Die Handlung: Von „Angewandt“ zu „Beibehalten“

Damit einmal gezeigte Handlungsweisen dauerhaft beibehalten werden und quasi in das alltägliche „Verhaltensrepertoire“ einer Person eingehen, sind wiederum die bereits angesprochenen verhaltensbestimmenden Faktoren „Alltag, Lebenszusammenhang“, „Persönlicher Nutzen“ und „Kapazitäten“ zu berücksichtigen, ebenso die **Verhaltensgewohnheiten** eines Menschen: Wenn die für den Erfolg des Naturschutzes erforderlichen Handlungsweisen diesen Gewohnheiten ähnlich sind und sich leicht in den bisherigen Alltagsablauf einordnen lassen, haben sie gute Chancen, angewandt und beibehalten zu werden. Darüber hinaus bekommen nun infrastrukturelle und soziale Bedingungen besonderes Gewicht.

Soziale Bedingungen umweltgerechten Handelns

Zunächst zu den sozialen Bedingungen, deren Bedeutung für umweltgerechtes Handeln daraus resultiert, dass „Zuhören“, „Verstehen“ und „Einverstanden-Sein“ weit weniger strengen sozialen Restriktionen unterliegen als das Handeln – also das Umsetzen gewonnener Einsichten in die Praxis. Menschen orientieren sich bei ihren Handlungen – mehr oder minder – immer auch daran, wie ihre Mitmenschen darauf reagieren. Je positiver die Mitmenschen eine Handlung beurteilen, etwa durch **soziale Anerkennung**, um so wahrscheinlicher ist es, dass eine Person diese Handlungsweise zeigt, je ablehnender die Reaktionen der Mitmenschen ausfallen, um so unwahrscheinlicher ist es. Für die Verwirklichung von Naturschutz-Zielen ist daher entscheidend, ob das **soziale Umfeld** das betreffende Handeln unterstützt, indifferent hinnimmt oder massiv ablehnt.

Bestimmt wird das nicht zuletzt von der **sozialen Rolle**, die eine Person innehat – und den damit verbundenen Verhaltensanforderungen: Ein Vertreter des Bauernverbands kann bzw. muss anders auftreten als ein einzelner Landwirt, ein Landrat anders als der Leiter der Bauabteilung und dieser anders als der Naturschutzreferent; der Ortsvorsitzende einer Partei anders als ein „einfaches“ Parteimitglied oder ein nicht parteigebundener Bürger. Jeder Mensch nimmt verschiedene sozialen Rollen ein, und mit jeder Rolle sind spezifische Handlungsfreiheiten und Handlungsbeschränkungen verbunden, die in Naturschutzstrategien berücksichtigt werden sollten. Zu beachten ist zudem, dass die an den Träger einer sozialen Rolle gerichteten Erwartungen sehr unterschiedlich sein können – die Akteure des Naturschutzes haben an einen Politiker andere Erwartungen als Wirtschaftsvertreter. Die Frage, die sich hier stellt lautet also: Wie gehen die Adressaten des Naturschutzes mit widersprüchlichen Rollenanforderungen um und an welchen Gruppen orientieren sie sich dabei am stärksten?

Soziale Dilemmata werden vor allem unter den Begriffen „Kollektivgutproblematik“ (OLSON 1968) und „Tragik der Allmende“ (HARDIN 1968) bzw. Allmende-Klemme (SPADA & OPWIS 1985, SCHAIBLE-RAPP 1993) diskutiert. Sie sind wohl eines der schwerwiegendsten Hemmnisse auf dem Weg zu einem umweltgerechten individuellen Verhalten. Soziale Dilemmata treten auf, wenn der kurzfristige individuelle Nutzen einer Handlung langfristig der Gemeinschaft schadet – oder andersherum ausgedrückt, wenn vom individuellen Aufwand einer umweltgerechten Handlungsweise zwar alle profitieren, der umweltgerecht Handelnde selbst aber keinen dem Aufwand entsprechenden individuellen Nutzen hat: An blütenreichen Streuwiesen können sich auch die erfreuen, die nichts zu ihrer Erhaltung beigetragen haben und von den positiven Wirkungen ökologischen Landbaus profitieren auch jene, die herkömmlich produzierte Nahrungsmittel kaufen. Erschwerend kommt hinzu, dass umweltgerechtes Verhalten des Einzelnen im Verhältnis zum Gesamtproblem häufig vernachlässigbar ist – ob eine einzelne Person mit dem Auto oder dem ÖPNV zum Einkaufen fährt, wirkt sich auf die Luftbelastung de facto nicht aus. Warum also umweltgerecht handeln, wenn die positiven Konsequenzen nicht spürbar sind und sich die Mitmenschen zudem weiterhin umweltschädigend verhalten? Da aber viele Menschen diese Überlegung anstellen und sich entsprechend verhalten, halten sie sich dadurch auch gegenseitig in umweltschädigendem Verhalten gefangen.

Infrastrukturelle Bedingungen umweltgerechten Handelns

Selbstverständlich wird es immer einzelne Menschen geben, die solche Mechanismen aus einem besonderen Verantwortungsgefühl und ihren Überzeugungen heraus überwinden – oft allerdings auch nur dort, wo es ihnen persönlich nicht „weh tut“ (PREISENDÖRFER 1993). Die meisten Menschen aber sind kaum bereit, erhebliche Verhaltenserschwernisse in Kauf zu nehmen, wenn deren **Nutzen** nicht sichtbar wird. Um breite Bevölkerungsschichten zu einem umweltgerechten Handeln im

Rahmen sozialer Dilemmata zu bewegen, müssen daher **Handlungsanreize** geschaffen werden, die einer Person einen individuellen Nutzen bringen – finanziell, verhaltensökonomisch, psychisch, sozial oder zeitlich. Handlungsanreize stellen somit **Verhaltensrückmeldungen** dar – die Person merkt unmittelbar, dass es „etwas bringt“, umweltgerecht zu handeln (vgl. u.a. DIERKES & FIETKAU 1988). Solche durch Handlungsanreize „künstlich geschaffenen“ Verhaltensrückmeldungen sind vor allem wichtig, wenn keine unmittelbaren „natürlichen“ Verhaltensrückmeldungen gegeben sind – wenn also die Auswirkungen umweltgerechten bzw. umweltschädigenden Handelns „in der Natur“ nicht (sofort) sichtbar werden. Denn die Wahrnehmbarkeit der Folgen eigener Handlungen sowie die gedankliche Vorwegnahme positiver oder negativer Rückmeldungen beeinflussen handlungsrelevante Entscheidungen erheblich: „So verhängnisvoll es ist, wenn Menschen sich die Erfahrung der Konsequenzen ihres zerstörerischen Tuns ... vom Halse schaffen können, so ist es nicht minder verhängnisvoll, wenn sie um die Erfahrung der Wirkung ihres konstruktiven Tuns gebracht werden“ (GRONEMEYER 1976, S. 49). Dass für umweltgerechte Handlungsweisen auch entsprechende **Handlungsmöglichkeiten** gegeben sein müssen, bedarf kaum der Erwähnung – manche Pläne der Deutschen Bahn AG zu Streckenstilllegungen werden selbst die besten Vorsätze, auf das Auto zu verzichten, zur Makulatur werden lassen.

Aus der Berücksichtigung solcher – hier nur sehr verkürzt dargestellter – sozial- und verhaltenswissenschaftlicher Befunde lassen sich unter anderem folgende Fragen ableiten:

1. Haben wir es mit sozialen Dilemma-Situationen zu tun? Erfordert umweltgerechtes Verhalten einen hohen individuellen Aufwand, dessen Wirksamkeit für die Erreichung des jeweiligen Naturschutz-Ziels aber nur gering ist, erst langfristig wirksam wird und zudem auch jenen zugute kommt, die nichts dazu beitragen?
2. Welche Handlungsangebote, Handlungsanreize und Verhaltensrückmeldungen gibt es, um negative Effekte sozialer Dilemmata für umweltgerechtes Handeln weitgehend auszuschalten? Welche verhaltensbestimmenden Motive der Adressaten müssen hierzu angesprochen werden (Bedürfnisse, Interessen, Gewohnheiten etc.)?
3. Welche Form von Handlungsanreizen ist geeignet: finanziell-materielle, verhaltensökonomische, zeitliche, psychische, soziale? Sind alle Möglichkeiten ausgeschöpft?
4. Begünstigen bestehende Handlungsangebote und Handlungsanreize umweltschädigende Verhaltensweisen, die dem jeweiligen Naturschutz-Ziel zuwider laufen?
5. Wird der Nutzen der angestrebten umweltgerechten Handlungsweise durch positive und kurzfristig wirksame Verhaltensrückmeldungen deutlich?

Beispielhaft – und aufgrund der räumlichen Begrenzung nicht in der möglichen Tiefe – wurde anhand einiger Voraussetzungen individuellen Verhaltens einige Elemente eines Fragenkatalogs zur Entwicklung von Naturschutzstrategien dargestellt. In gleicher Weise lassen sich Fragen für alle Einflussfaktoren umweltrelevanten menschlichen Verhaltens erstellen, ebenso für das Handeln kollektiver Akteure und für die Mechanismen gesellschaftlicher Funktionssysteme (ausführlich HEILAND 1999). Dass solche Fragen auch in der Praxis einsetzbar sind, soll nun anhand eines praktischen Beispiels erläutert werden.

3. Fragenkataloge zur Entwicklung von Naturschutzstrategien – die Praxis

Meldung von FFH- und Vogelschutz-Gebieten in Bayern

Wie alle Bundesländer war auch Bayern gefordert, über die Bundesregierung jene Gebiete an die EU-Kommission zu melden, die für das europäische Biotopverbund-Netz „Natura 2000“ gemäß der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) und der Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) in Frage kommen. Obwohl die FFH-Richtlinie ausschließlich fachliche Kriterien für die Benennung der zu meldenden Gebiete vorsieht, hat sich die Bayerische Staatsregierung dazu entschlossen, die nach einem interministeriellen Abstimmungs- und Auswahlverfahren zur Meldung vorgesehenen Gebiete der Öffentlichkeit zur Diskussion zu stellen. In einem drei Monate dauernden „Dialogverfahren“ zwischen März und Juni 2000 hatten alle gesellschaftlichen Gruppen und deren Vertreter die Möglichkeit, ihre von Gebietsmeldungen betroffenen Interessen darzulegen. Kommunen, Verbände, Kirchen etc. und nicht zuletzt die Bürger und betroffenen Grundeigentümer konnten sowohl die Herausnahme als auch die Neu-Aufnahme von Flächen in die Gebietsmeldung beantragen³.

Ansprechpartner im Dialogverfahren waren zunächst die unteren Naturschutzbehörden in den Landkreisen bzw. kreisfreien Städten, die in Einzelfällen von den höheren Naturschutzbehörden unterstützt werden konnten. Die höheren Naturschutzbehörden waren zudem für das Dialogverfahren auf Regierungsbezirksebene zuständig. Bereits im Vorfeld des Dialogverfahrens hatte die vorgesehene Gebietsmeldung für viel Aufregung bei Verbänden, Kommunen und Grundeigentümern gesorgt, die FFH-Richtlinie war zu einem politisch umstrittenen und „brisanten“ Thema geworden.

Vor diesem Hintergrund führte die ANL gemeinsam mit der B.A.U.M. Consult GmbH (Bundesdeutscher Arbeitskreis für umweltbewusstes Management) und dem Institut Kiefer Workshops durch, in denen die Naturschutzbehörden auf das Dialogverfahren vorbereitet wurden. Dabei sollte es nicht nur um die Vermittlung der rechtlichen und fachlichen Inhalte gehen, sondern auch um die Vorbereitung auf den Dialog mit den Akteuren auf kommunaler

Ebene. Ein herkömmliches „Kommunikationstraining“ schien hier aus mehreren Gründen nicht angebracht. Erstens hatten viele Naturschutzfachkräfte ein solches Training bei der ANL bereits durchlaufen, zweitens ließ es die knapp eineinhalbtägige Dauer der Workshops zeitlich nicht zu, drittens konnte es nicht darum gehen, den Vertretern der Naturschutzbehörden, die oft über langjährige Erfahrungen im Umgang mit unterschiedlichsten Bevölkerungsgruppen verfügen, nun beizubringen, wie sie das zu tun hätten.

Analyse der Dialogpartner

Ein zentrales Element der Workshops bildete daher die sogenannte Dialogpartner-Analyse, die auf den oben dargestellten Überlegungen aufbaute. Dabei wurden zunächst folgende Fragen gestellt:

1. Welche Akteure (bzw. Akteursgruppen) werden sich am Dialogverfahren in erster Linie beteiligen?
2. Welche Interessen haben bzw. vertreten diese Akteure und Akteursgruppen?
3. Welche Einwände sind von diesen Akteuren gegen Gebietsmeldungen und das gewählte Vorgehen zu erwarten?
4. Wie lassen sich diese Einwände entkräften?
5. Welche Erfahrungen haben Akteure mit „dem Naturschutz“ bisher gemacht? Sind diese Erfahrungen positiv oder negativ? Bestehen „emotionale Altlasten“?
6. Welche Rahmenbedingungen und äußeren Einflüsse wirken auf die Akteure hinsichtlich des Dialogverfahrens? (z.B. Stellungnahmen der eigenen Interessenverbände, Zeitungsberichte etc.)
7. Was sind wichtige Informationsquellen der Akteure, welche Medien nutzen sie?
8. Welche Allianzen könnten die Akteure untereinander „pro“ oder „contra“ Gebietsmeldung eingehen?

Aus der Beantwortung dieser Fragen sollten schließlich mögliche Argumente und Vorgehensweisen der Naturschutzbehörden entwickelt werden. Als wichtigste Akteure wurden die Gemeinden mit den Bürgermeistern und der Verwaltung, die anderen Abteilungen im Landratsamt, der Kreistag mit Umweltausschuss, Fachbehörden wie das Amt für Landwirtschaft oder die Forstämter, der Bauernverband, die Grundeigentümer (v.a. Land- und Forstwirte), schließlich der Naturschutzbeirat und die Naturschutzverbände genannt. Darauf aufbauend überlegten die Teilnehmer der Workshops, bei welchen Gelegenheiten sie auf diese Akteure treffen würden: z.B. bei Veranstaltungen für ausgewählte Gruppen im Landratsamt, als Gastredner bei Veranstaltungen der Interessensverbände oder bei Ortsterminen in der Flur. Auf solche und andere Si-

³ Die Frage, wie dieses Vorgehen politisch, rechtlich und naturschutz-strategisch zu werten ist, ist umstritten und soll hier nicht diskutiert werden.

tuationen bereiteten sie sich anschließend in Kleingruppen vor und bezogen hierfür die in der Dialogpartner-Analyse erarbeiteten Kenntnisse ein. Dabei ging es nicht nur darum, zu sagen, „was man dann sagen würde“, sondern es zu tun: Die Teilnehmer hielten also Begrüßungsreden und Statements – oder spielten Gespräche zwischen Naturschutzbehörden und betroffenen Grundeigentümern, Bürgermeisterern oder Verbandsvertretern durch.

Dieses Sich-Versetzen in die „Echt-Situation“ war hilfreich, weil sich die Naturschutzbehörden dabei nicht nur auf die sachliche Argumentation vorbereiteten, sondern neben der „Sachebene“ auch die „Beziehungsebene“ behandelt werden konnte – der für eine erfolgreiche Kommunikation eine ganz entscheidende Bedeutung zukommt (WATZLAWICK et al. 1969, SCHULZ VON THUN 1996). Nur durch die reale Vorwegnahme von Situationen ließen sich die Verhaltensweisen beobachten und reflektieren, die dabei eine Rolle spielen: z.B. Körpersprache, sicheres Auftreten, Eingehen auf die Situation des Gegenübers oder Aufgreifen seiner Argumente. In den Gesprächssituationen nahm eine Kleingruppe die Rolle der Dialogpartner ein, eine andere die Rolle der Naturschutzbehörden. Besonders wichtig war hier die Bereitschaft, einen „Perspektivenwechsel“ zu vollziehen und sich in die Lage der Dialogpartner zu versetzen: um sie besser zu verstehen, aber auch um selbst besser auf den Dialog vorbereitet zu sein und ihn erfolgreicher führen zu können.

Trotz mancher Vorbehalte stieß diese – oft unerwartete – Art der Vorbereitung auf das Dialogverfahren auf insgesamt positive Resonanz in den Workshops. Ob dieses Vorgehen auch für die Praxis hilfreich war, kann bisher nicht abschließend beurteilt werden. Hier wäre eine Evaluation wünschenswert, die unter anderem zeigen könnte, welche Fragestellungen von besonderem Wert waren, welche vernachlässigt werden können oder welche noch hätten behandelt werden sollen.

4. Fazit und Ausblick

Sowohl theoretische Überlegungen als auch praktische Erfahrungen sprechen dafür, Naturschutzvorhaben strategisch vorzubereiten und sich dabei nicht nur Gedanken über die eigenen Ziele zu machen, sondern auch über die Handlungsvoraussetzungen der jeweiligen Zielgruppen.

Die Entwicklung des hier in Ansätzen vorgestellten und angedachten Fragenkatalogs kann hierzu einen wichtigen Beitrag leisten, da er Naturschützern hilft, den kommunikativen, sozialen und politischen „Teil“ von Naturschutzvorhaben erfolgreich(er) zu bewältigen. Längerfristig können solche Fragenkataloge Bestandteil eines „Instrumentenkastens“ zur Strategieentwicklung im Naturschutz werden, der amtliche und verbandliche Naturschützer in die Lage versetzt, wesentliche Erfolgsfaktoren des jeweiligen Vorhabens zu identifizieren – oder aber den Schluss zu ziehen, dass ein Vorhaben unter den gegebenen Bedingungen nicht zu verwirklichen ist. Fragenkataloge bzw. Instrumentenkästen stellen also keine Garantie für den Erfolg von Naturschutzvorhaben dar, verbessern

aber die Chancen dafür oder zeigen auf, welche Chancen überhaupt bestehen. Damit stellen sie zugleich eine Hilfe zur Auswahl derjenigen Naturschutzvorhaben dar, in die personelle und finanzielle Mittel bevorzugt fließen sollten.

Ein solches Vorgehen würde auch dem immer häufiger geäußerten Anspruch Rechnung tragen, soziale und kommunikative Kenntnisse und Fähigkeiten stärker in den Naturschutz einzubringen. Erste Ansätze existieren: Bundesamt für Naturschutz und Bundesumweltministerium erstellen derzeit einen „Projekte-Check“ für Naturschutzgroßprojekte; in Bayern wird gerade ein Leitfaden zur effektiven Umsetzung von Landschaftsplänen entwickelt und erprobt (LUZ et al. 2000); auch die Dissertation des Verfassers enthält ausführliche weitere Hinweise (HEILAND 1999). Dennoch: Der genannte Anspruch wird ohne zusätzliche finanzielle und personelle Ressourcen für die „humane Dimension“ des Naturschutzes nicht zu verwirklichen sein – und davon ist, von einigen Ausnahmen abgesehen, bisher weder im amtlichen noch im verbandlichen Naturschutz viel zu spüren.

Literatur

Beirat für Naturschutz und Landschaftspflege beim BMU (1995): Zur Akzeptanz und Durchsetzbarkeit des Naturschutzes. In: *Natur und Landschaft*, 70. Jg., Heft 2, S. 51- 61.

DIERKES, M.; H.-J. FIETKAU (1988): *Umweltbewußtsein - Umweltverhalten*. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart, Berlin, Köln.

DORSCH, F. (1994): *Psychologisches Wörterbuch*. Hrsg. von F. Dorsch. 12. Auflage. Bern, Göttingen, Toronto, Seattle. Eibl-Eibesfeldt, I. (1984): *Die Biologie des menschlichen Verhaltens*. Grundriß der Humanethologie. München, Zürich.

ERNST, A.; U. Bayen, H. Spada (1992): *Informationssuche und -verarbeitung zur Entscheidungsfindung bei einem ökologischen Problem*. In: Pawlik, R., K.H. Stapf (Hrsg.): *Umwelt und Verhalten*. Bern. S. 107-127.

FREY, D. (1991): *Der Beitrag der Sozialpsychologie zur Lösung der Umweltproblematik - Eine allgemeine Einschätzung*. Universität Kiel, Unveröffentlichtes Typoskript.

GEISLER, E. (1995): *Grenzen und Perspektiven der Landschaftsplanung. Anforderungen an eine Disziplin mit Moderatorenfunktion*. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 27, (3), S. 89-92.

GRONEMEYER, M. (1976): *Motivation und politisches Handeln*. Grundkategorien politischer Psychologie. Hamburg.

HARDIN, G. (1970): *Die Tragik der Allmende*. In: M. Lohmann (Hrsg.): *Gefährdete Zukunft*. S. 30-48. München.

HEILAND, S. (1999): *Voraussetzungen erfolgreichen Naturschutzes. Individuelle und gesellschaftliche Bedingungen umweltgerechten Verhaltens, ihre Bedeutung für den Naturschutz und die Durchsetzbarkeit seiner Ziele*

(2000):
Sozialwissenschaftliche Dimensionen des Naturschutzes. Zur Bedeutung individueller und gesellschaftlicher Prozesse für die Naturschutzpraxis. In: Natur und Landschaft 75. Jg. (2000) Heft 6: 242-249

KARGER, C.R. (1995):
Naturschutz in der Kommunikationskrise? Arbeiten zur Risiko-Kommunikation, Heft 53. Jülich, Oktober 1995. Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik (MUT), Forschungszentrum Jülich GmbH.

KAULE, G.; G. Endruweit, G. Weinschenck (1994):
Landschaftsplanung, umsetzungsorientiert! Angewandte Landschaftsökologie Heft 2. Bonn-Bad Godesberg.

LUZ, F. (1994):
Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte. Frankfurt/Main.

LUZ, F.; R. Luz, M. Schreiner (2000):
Landschaftsplanung effektiver in die Tat umsetzen. Entwicklung eines Leitfadens für bayerische Gemeinden. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 32, (6), 2000, S. 176-181.

NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (1995):
NABU-Grünbuch zum 2. Europäischen Naturschutzjahr 1995. Kritische Bilanz, Ausblick und Forderungen für Deutschland. Bonn.

OLSON, M. (1968):
Die Logik des kollektiven Handelns. Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen. Tübingen.

OPPERMANN, B., F. Luz, G. Kaule (1997):
Der „Runde Tisch“ als Mittel zur Umsetzung der Landschaftsplanung. Angewandte Landschaftsökologie Heft 11. Bonn-Bad Godesberg.

PREISENDORFER, P. (1993):
Der Bequemlichkeit erlegen. Die Diskrepanz zwischen Umweltbewußtsein und Umweltverhalten. In: Politische Ökologie 33, Special, S. 48-51.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1987):
Umweltgutachten 1987. Stuttgart, Mainz.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994):
Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1996):
Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart.

SCHAIBLE-RAPP, A. (1993):
Das Entsorgungsproblem. In: Schahn & Giesinger (Hrsg.): Psychologie für den Umweltschutz. Weinheim. S. 103-122.

SCHULZ VON THUN, F. (1996):
Miteinander reden 1. Störungen und Klärungen. Allgemeine Psychologie der Kommunikation. Reinbek bei Hamburg.

SPADA, H.; K. Opwis (1985):
Ökologisches Handeln im Konflikt: Die Allmende-Klemme. In: Day P., U. Fuhrer, U. Laucken (Hrsg.) (1985): Umwelt und Handeln. Tübingen. S.63-85

WATZLAWICK, P.; J.H. Beavin, D.D. Jackson (1969):
Menschliche Kommunikation. Formen, Störungen, Paradoxien. Bern, Stuttgart, Wien.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Stefan Heiland,
B.A.U.M. Consult GmbH,
Schwere-Reiter-Str. 35/17
D-80797 München,
E-mail: s.heiland@t-online.de

pädagogisch-didaktische Grundlagen¹

Wilhelm KILLERMANN

Einleitung - Begriffe

Der Begriff Umweltbildung, der auch im Thema dieser Fachtagung erscheint, spricht alle Bevölkerungsschichten und Altersstufen an. Insbesondere für den Umgang mit Jugendlichen und damit auch für den Gebrauch in der Schule ist der Ausdruck Umwelterziehung üblich (environmental education). Er ist umfassend und schließt Naturschutzerziehung mit ein. Naturschutzerziehung im eigentlichen Sinne betrifft die biologische Komponente der Umwelterziehung, also den Artenschutz, den Biotopschutz etc.

Der Begriff Ganzheit hat verschiedene Facetten. Er kann hier unter zwei Aspekten gesehen werden:

- Von der Sache, vom Objekt her, z.B. Betrachtung des Ökosystems Wald mit all seinen abiotischen und biotischen Faktoren, mit seinen Verknüpfungen und Wechselbeziehungen. Das Schwergewicht liegt dabei auf dem Ganzen, nicht auf einzelnen Funktionen.
- Von der Person, vom Subjekt her. Ganzheitliche Umwelterziehung meint dann, den Menschen in seiner Gesamtheit anzusprechen, nicht nur den Verstand oder den kognitiven Bereich, sondern auch die emotionale (=affektive) Dimension und den Handlungsbereich (=psychomotorische Dimension). Ganzheitlich kann auch bedeuten, Lebensphänomene mit mehreren Sinnen wahrzunehmen oder in Zusammenhängen zu denken und zu lernen (vernetztes Denken).

Mit diesen Vorbemerkungen soll nur darauf hingewiesen werden, dass heute häufig gebrauchte, moderne Begriffe durchaus vielschichtig oder vieldeutig sein können.

1. Ziele der Umwelterziehung

Über Ziele und Aufgaben der Umwelterziehung besteht heute weitgehender Konsens. Internationale und nationale Gremien beschäftigten sich mit dieser Frage. Zum Beispiel verabschiedete der E U – Ministerrat 1988 eine Resolution zur Umwelterziehung. Auch die Umweltkonferenz in Rio 1992 setzte sich in der Agenda 21 mit Umweltbildung auseinander und sah als wichtige Aufgabe u.a. das Bewusstsein der Menschen für eine nachhaltige Entwicklung zu fördern. Die (westdeutsche)

Kultusministerkonferenz formulierte schon 1980: „Es gehört zu den Aufgaben der Schule, bei den jungen Menschen Bewusstsein für Umweltfragen zu erzeugen, die Bereitschaft für den verantwortlichen Umgang mit der Umwelt zu fördern und zu einem umweltbewussten Verhalten zu erziehen, das über die Schulzeit hinaus wirksam bleibt.“²

In Bayern legt die Verfassung des Freistaates „Verantwortungsbewusstsein für Natur und Umwelt“ als eines der obersten Bildungsziele fest (Artikel 131). Richtlinien des bayerischen Staatsministeriums für Unterricht und Kultus aus dem Jahr 1990 führen die entsprechenden Ziele näher aus.

Es geht im wesentlichen immer um Wissen und Verständnis für Naturschutz- und Umweltfragen, Verantwortungsbewusstsein gegenüber der Umwelt und persönliche Bereitschaft zu einem ökologisch verantwortlichen Umgang mit der Natur und entsprechendem Handeln bzw. Verhalten.

Umwelterziehung zielt also auf drei Bereiche:

- den kognitiven (Wissen, Verständnis)
- den ethischen (Verantwortungsbewusstsein, Werthaltung)
- den Handlungs- bzw. Verhaltensbereich (Bereitschaft zum Handeln).

2. Kognitiver Zugang – Wissenskomponente

Umwelt und besonders Naturschutzfragen sind in schulischen Lehrplänen schon seit Jahrzehnten verankert, entsprechende Informationen vermitteln die Massenmedien seit längerer Zeit. Die Behandlung solcher Themen in der Schule erfolgt in der Regel im Klassenverband, meist mit mehr oder minder konventionellen Methoden, basierend auf klassischen Unterrichtsformen, also Frontalunterricht mit Lehrervortrag, Unterrichtsgespräch, gelegentlich Gruppenarbeit, dazu Medieneinsatz. Aktuelle Probleme werden aufgezeigt, Ursachen und Lösungsmöglichkeiten diskutiert, wobei man heute Wert darauf legt, es nicht bei monokausalen linearen Beziehungen bewenden zu lassen, sondern auf das Zusammenwirken verschiedener Faktoren und Vernetzungen einzugehen. Wissensvermittlung hat Vorrang; die Beziehung zur Realität draußen kann beim reinen Klassenzimmerunterricht zu kurz kommen. Es bleibt oft bei abstrakt-theoretischen Kenntnissen, bei denen die Schüler das Gelernte

¹ Gekürzte Fassung eines Vortrages auf der ANL-Fachtagung „Waldpädagogik als Bildungsauftrag“ am 11.11.99 in Freising-Weihenstephan (Leitung: Peter Wörmle, ANL)

² KMK-Beschluss vom 17.10.1980

nicht unbedingt als wesentlich für sich selbst und für ihr eigenes Verhalten zur Umwelt empfinden. Und bei Erwachsenen, die wie die Jugendlichen, viele Informationen über die Massenmedien erhalten, ist die Wirkung dieses diffusen Wissens, das recht bruchstückhaft sein kann, auf das eigene Handeln in vielen Bereichen offensichtlich relativ gering.

Wesentlich mehr Realitätsbezug zu Naturschutz- und Umweltfragen bringt die **Freilandbiologie**. In Zusammenhang mit der Ökologie- und Umweltbewegung etwa seit den 80er Jahren erlebte sie eine Renaissance. Dabei hatten Pädagogen wie CO-MENIUS, PESTALOZZI, DEWEY schon früh auf die Notwendigkeit hingewiesen, abstraktes Lernen durch konkrete Erfahrungen zu ergänzen oder von solchen Erfahrungen auszugehen. Biologiedidaktiker wie JUNGE, SCHMEIL oder SCHMITT forderten seit jeher Biologieunterricht auch im Freien zu halten.

Draußen machen die Schüler Primärerfahrungen, lernen Natur und Probleme der Umwelt lebensnah und situationsbezogen an Ort und Stelle kennen. Wirklichkeitsgetreue Vorstellungen werden vermittelt. Außerdem ist die Unterweisung im Gelände mit Schüleraktivitäten verbunden, ist handlungsorientiert; man kann den sozialen Faktor einbeziehen und fächerübergreifend arbeiten. Diese positiven Aspekte – Lebensnähe, Situationsbezug, Handlungsorientierung – werden zugleich als wichtige methodische Grundsätze für die Umwelterziehung angesehen (vgl. z.B. die o.g. Richtlinien für die Umwelterziehung an den bayerischen Schulen 1990). Empirische Untersuchungen zeigen auch, dass Freilandunterricht den fachlich-kognitiven Lernerfolg stärker fördert als das Arbeiten im Klassenzimmer (vgl. PFLIGERSDORFFER 1984, SCHERF 1986, STAROSTA 1990, BIEBERBACH 1999).

Alle Vorteile und Möglichkeiten der Freilandbiologie können für die **Waldpädagogik** nutzbar gemacht werden. Der Wald bietet originale Begegnung mit Pflanzen und Tieren, er bietet reale Gegebenheiten; aktuelle Probleme können vor Ort aufgezeigt werden. Themen zu Artenvielfalt, Ökologie, Waldbau, Natur- und Umweltschutz lassen sich konkret an der Wirklichkeit erschließen. Die ganze Umgebung motiviert zum Beobachten und dazu, neue Erfahrungen zu machen. Das Vorgehen draußen entspricht so auch der modernen Idee des *situierten Lernens*, die davon ausgeht, dass Lernen in möglichst authentischen oder wirklichkeitsnahen Situationen stattfinden soll, damit das erworbene Wissen auch anwendbar wird und nicht nur im schulischen Kontext hängen bleibt. Das sind also gute Voraussetzungen für das Vermitteln von fachlichen Kenntnissen über den Wald und seinen Schutz.

Bei den Zielen der Umwelterziehung werden meist an erster Stelle Wissen und Verständnis genannt. So wurde auch zunächst das Vermitteln von Kenntnissen in den Vordergrund gerückt. Dahinter stand der Gedanke, dass Umweltwissen notwendig ist, dass Wissen zu Verantwortungsbewusstsein führt und letztlich ein erwünschtes Umweltverhalten zur Fol-

ge hat. Man dachte dabei an eine lineare Kausalkette, nämlich an den Dreischritt

Umweltwissen → Umweltbewusstsein → Umweltverhalten (Umwelthandeln)

Die Vorstellung einer solchen Kausalkette hat einiges für sich, lässt sich aber so nicht ohne weiteres beweisen.

Diskussion

Wissen und Verständnis sind als Voraussetzung für Einstellungen und Handeln sicher wichtig. Sie dürfen nicht unterschätzt werden, sie bilden das kognitive Fundament. So konnte auch in einer empirischen Untersuchung am Institut für die Didaktik der Biologie an der Universität München eine (schwach) signifikante positive Korrelation zwischen Pflanzenkenntnissen von Grundschulern (228 Probanden) und schützender Einstellung gegenüber Pflanzen festgestellt werden (SCHERF 1986).

Andererseits zeigen **Alltagserfahrungen**, dass Umweltwissen und Umwelthandeln, worauf ja die Umwelterziehung letztlich abzielt, nicht unbedingt konsistent sein müssen; eines führt nicht automatisch zum anderen (vgl. KLENK 1988). Es besteht eine Kluft zwischen Wissen und Handeln und in gleicher Weise zwischen Umweltbewusstsein, das heute bei vielen Menschen gegeben ist, und persönlichem Verhalten bzw. Handeln. Das äußert sich darin, dass man zwar weiß, warum man etwas tun oder nicht tun soll, aber gleichzeitig der Meinung ist, dieses Erfordernis würde für die augenblickliche individuelle Situation nicht gelten; vgl. in diesem Zusammenhang das Raucherproblem bei Ärzten, Biologen oder Forstleuten!!

Wissenschaftliche Untersuchungen zu diesem Fragenkomplex sind schwierig durchzuführen, deuten aber darauf hin, dass Korrelationen zwischen Wissen und Verhalten zwar vorhanden sein können, aber in der Regel nicht sehr groß sind (vgl. GROB 1991, DEGEN 1992, BÖGEHOLZ 1999 usw.).

Eine direkte Konsistenz zwischen Wissen, Einstellung und Verhalten konnte durch die Forschung bisher nicht eindeutig bestätigt werden. So dürfte o.g. Vorstellung einer einfachen linearen Beziehung vom Wissen über Einstellung zum Verhalten bzw. Handeln zumindest sehr fraglich sein. Umweltwissen scheint in vielen Fällen nur geringen Einfluss auf privates Verhalten zu haben. Für das Handeln spielen die soziale Situation und weitere subjektive Gegebenheiten eine wichtige Rolle, so wird auch vom ökologisch-sozialen Dilemma gesprochen. Legt man neuere Veröffentlichungen zugrunde, dann tritt erwünschtes Umweltverhalten vor allem dann auf, wenn die assoziierten persönlichen Kosten hierfür relativ gering sind. Bei hohen Kosten, etwa auch im Hinblick auf die eigene Lebensqualität bzw. Bequemlichkeit würde sich Umweltwissen nur wenig auswirken, wie z.B. bei der Wahl des Verkehrsmittels (vgl. DIEKMANN & PREISENDÖRFER 1992, RINK 1996, BÖGEHOLZ 1999).

Zum Wissen müssen also noch andere Faktoren

hinzutreten, um Einstellung und besonders das Verhalten trotz entgegenstehender äußerer Umstände stärker zu beeinflussen. Ein sehr wichtiger Faktor dürfte die normative oder ethische Komponente, also das **Wertebewusstsein** sein. Natur und Umwelt müssen als Wert an sich und als Wert für jeden einzelnen erkannt werden. Wertvorstellungen, Normen, beruhen einerseits auf Einsichten und Verständnis, andererseits aber auf Erleben, auf persönlichen Erfahrungen, ggf. auf Betroffenheit; sie wurzeln auch im emotionalen Bereich.

3. Affektiver Zugang – Erlebnisorientierung – emotionale Komponente

Der Wissensaspekt in der Umwelterziehung bedarf also der Ergänzung durch den affektiven oder emotionalen Aspekt. Das Konzept Wissen wird ergänzt durch das Konzept Wahrnehmen und Erleben, durch Erlebnispädagogik. Auch im Sinne einer ganzheitlichen Umwelterziehung sollte die emotionale Komponente einbezogen werden; das bekannte Pestalozzi-Prinzip „Kopf, Herz und Hand“ kommt so zum Tragen.

Im schulischen Bereich, vor allem in der Grundschule, ist diese Richtung auch eine Gegenbewegung gegen das starke Verwissenschaftlichen des Biologieunterrichts in den 70er und 80er Jahren, gegen das Überbetonen abstrakten Wissens. Ideen der sog. Reformpädagogik der ersten Jahrzehnte des vergangenen Jahrhunderts werden dabei wieder aufgegriffen. Im Erleben wird das eigentlich Bildende gesehen, die Beziehung zum wirklichen Leben. Es ist ein didaktisches Konzept, das der emotionalen Dimension einen wesentlichen Stellenwert in der Erziehung und heute besonders in der Umwelterziehung zubilligt.

Zu den geistigen Hintergründen der Umweltbewegung zählt auch die Idee, dass der moderne Mensch den Zusammenhang mit der Natur verloren habe, dass er dem Frieden mit der Natur näherkommen müsse, dass ein neues Mensch-Natur-Verhältnis zu gründen sei. (vgl. MEYER-ABICH 1984, zit. nach JANSSEN 1987). In diesem Zusammenhang wird gerne auf die Naturverbundenheit sog. ursprünglicher Völker verwiesen. Erleben und Wahrnehmen mit allen Sinnen soll wieder für die Natur aufschließen und zugleich für die Belange der Umwelt sensibilisieren. Bekannte Namen, die diese Gedanken praktisch umsetzen, sind u.a. J.CORNELL z.B. 1979, 1991, GÖPFERT 1988, JANSSEN 1988, TROMMER 1988. Unter diesem Aspekt wird für die Umwelterziehung ein anderer Dreischritt in den Vordergrund gerückt, nämlich:

Naturerleben → Umweltbewusstsein → Umweltverhalten (Umwelthandeln)

Die Naturerlebnispädagogik fließt heute in viele didaktische Entwürfe zur Freiland- und Umweltbiologie ein, in Konzepte der Umweltzentren, der National- und Naturparks und in gleicher Weise in die Waldpädagogik. Im Vordergrund stehen dabei Erleben, Wecken von Gefühlen, von Freude an der Natur („mit dem Herzen lernen“), intensives Erleben bzw. Wahrnehmen der Natur mit allen Sinnen. In diesem Zusammenhang seien einige Grundsätze

CORNELLS (1991) zitiert:

- Lehre weniger und teile mehr von deinen Gefühlen mit!
- Sei aufnahmefähig – erst schauen und erfahren, dann sprechen!
- Das ganze Erlebnis soll von Freude erfüllt sein.

Sog. **Naturerfahrungsspiele** praktizieren diese Grundsätze. Dazu zählen u.a.: Wahrnehmungsspiele, z.B. Einem Baum begegnen, Herzschlag der Bäume (Bäume umarmen), Blinde Barfußraupe; Such- und Bewegungsspiele, z.B. Verstecken und Entdecken, Räuber-Beute-Beziehungen (Fledermaus-Schmetterlinge); Darstellungs- bzw. Imitationsspiele, z.B. Tiere raten, Biotope darstellen; Ökorallys usw.

Solche Spiele wurden zuerst in den USA entwickelt und dann bei uns übernommen. Anlässlich eines Forschungsaufenthaltes in den USA konnte die praktische Durchführung solcher Spiele und Vorgehensweisen bei Besuchen in Nationalparks und Umweltzentren studiert werden. Die Jugendlichen und begleitende Erwachsene machten meist gerne mit. In Verbindung mit den Spielen stand aber in der Regel auch ernstes biologisches Arbeiten. Gemeinsame Aktivitäten betrafen das Beobachten von Tieren, das Kennenlernen von Arten, von ökologischen Beziehungen und Begriffen, von Umweltproblemen. Die Jugendlichen erkundeten auf diese Weise mit viel Freude und Interesse ihre Umwelt.

Diskussion

Positiv ist beim Konzept der Erlebnispädagogik zu sehen, dass damit ein Gegenpol zum rein kognitiven Kennenlernen der Natur gesetzt wird, ein Gegenpol gegen das Vorherrschende bloßer fachlicher Information über Natur und Umwelt. Es ist vielleicht eine Möglichkeit Jugendliche und Erwachsene zur Wertschätzung der Natur zu führen. Das Wahrnehmen von Naturerscheinungen mit verschiedenen Sinnen, die spielerische Auseinandersetzung im Freien mit Gegebenheiten der Natur – das sind wichtige Anliegen. Die Sinne werden geschult, verlorengegangene Empfindungen können geweckt, Freizeit kann im Sinne einer Begegnung mit der Natur gestaltet werden. Weiterhin dominiert die Hoffnung, dass Naturerleben und bewusstes Wahrnehmen der Natur zum Interesse an der Umwelt und letztlich zu verantwortungsvollem Handeln anregen bzw. motivieren kann. Es gibt jedoch bisher keine empirischen Befunde, die solche Hoffnungen belegen (vgl. BERCK 1999). Man weiß nichts oder sehr wenig über den Zusammenhang zwischen Natursensibilisierung und verändertem Bewusstsein in bezug auf Umweltzerstörung.

Deshalb müssen auch Gefahren, die im Konzept der Erlebnispädagogik stecken, in Betracht gezogen werden. Solche Gefahren bestehen beispielsweise darin, dass reines Naturerleben, Fühlen, Spielen, zu sehr im Vordergrund steht und biologisch wichtiges Wissen vernachlässigt bzw. dem Erleben stark untergeordnet wird oder dass bloßer Aktionismus ohne das Element der Reflexion vorherrscht und der Gang in den Wald nur eine nette Erinnerung an unterhaltsame Stunden bleibt – so wie im Erlebnis- oder Freizeitpark (vgl. auch RINK

1996). Insgesamt ist zu bedenken, dass man nicht zugunsten von Emotionen die Ausbildung von Sachverstand für die Bewältigung von Naturschutz- und oft komplexen Umweltfragen hintanstellt. Schließlich könnte die Gefühlsebene einseitig betont, im Extremfall Natur mystifiziert und einer romantischen Schwärmerei das Wort geredet werden. Dann wäre auch die Gefahr der Ideologisierung oder der Irrationalität gegeben, das aber würde einen Missbrauch des subjektiven Naturerlebens darstellen.

Unsere praktischen Erfahrungen mit Schülern zeigen, dass sich Jugendliche insbes. bis zum Alter von 10-12 Jahren sehr gerne an Naturerfahrungsspielen beteiligen, auch Erwachsene lassen sich begeistern. Sie bringen Abwechslung in den Alltag; man sollte auf sie nicht verzichten, aber andererseits ihre Wirkung auf die Einstellung zur Natur auch nicht überschätzen. Die Kritik an einzelnen Spielen nahm mit dem Alter, besonders in der Pubertät zu. Dabei wurden von den o.g. Spielmöglichkeiten Darstellungs- bzw. Imitationsspiele eher mit Skepsis aufgenommen (vgl. WENGLER 1994).

4. Ganzheitlicher Zugang - didaktische Grundsätze

Im Sinne einer ganzheitlichen Umwelterziehung benötigen wir verschiedene Zugänge zur Natur und zum Naturschutz, gemäß dem schon zitierten Wort Pestalozzis „Kopf, Herz und Hand“, nicht nur das Herz oder den Kopf allein. Didaktisch gesehen soll mehrgleisig gefahren werden. Auf der einen Schiene werden Fachinhalte transportiert, auf der anderen gleichzeitig Erlebnisse und Gefühle, wobei auch persönliches Handeln, dazukommen soll. Ohne fundiertes Wissen kann der einzelne Umweltprobleme nicht beurteilen, kann nicht sinnvoll Stellung nehmen oder selbst handeln. Andererseits reicht Wissen allein nicht aus, um tiefere Schichten des Menschen zu erreichen, um Wertvorstellungen bzw. Verantwortungsbewusstsein aufzubauen und Verhalten zu beeinflussen, auch im Hinblick auf das o.g. ökologisch-soziale Dilemma.

Es geht also darum die fachliche Betrachtung biologischer Objekte und Zusammenhänge, den kognitiven Zugang, mit Erlebnissen oder Emotionen zu verknüpfen bzw. zu bereichern und dabei die Handlungskomponente mit einzuschließen.

In diesem Zusammenhang sei eine Untersuchung (Diss.) am Institut für die Didaktik der Biologie an der Universität München erwähnt (BIEBERBACH 2000). Es ging dabei um Projektarbeit im Freiland und ihre langfristigen Wirkungen. Hier konnte durch geeignetes ganzheitliches Vorgehen bei Grundschulern (176 Schüler waren einbezogen) eine langfristige, d.h. über ein Jahr anhaltende schützende Einstellung gegenüber dem Lebensraum Bach erreicht werden, die zudem verknüpft war mit einem Abbau von Vorbehalten gegenüber wirbellosen Tieren. Die Kinder beschäftigten sich einerseits intensiv unter fachlichen Aspekten mit den Lebewesen, das Vorgehen war zugleich handlungsorientiert und durch eigenes erlebnisbetontes Wahrnehmen, Beobachten, Bestimmen, geprägt. Dabei zeigten die Schüler viel Freude und Interesse an der Sa-

che. Sachebene und Handlungsebene sowie emotionale Dimension lassen sich also gerade im Freiland gut verknüpfen. (vgl. auch GOLLER 1998). Als Begründung für ihr Interesse und ihre schützende Einstellung wurden von den Schülern in Interviews die Kenntnis der dort lebenden Tiere und Pflanzen sowie das Wissen um ihre Gefährdung angegeben.

Ein praktisches, eher negatives Beispiel sei hier noch angeschlossen. In einem Umweltzentrum bzw. einer Jugendherberge begleitete eine Studentin einige Schulklassen jeweils eine Woche lang bei ihren meist ökologisch ausgerichteten Exkursionen und Unternehmungen. In der Beurteilung aller Programmpunkte durch die Schüler schnitt einhellig eine Vogelexkursion nicht gut ab, also ein an sich interessant erscheinendes Unternehmen. Der Leiter dieser Exkursion, ein sehr sachkundiger Ornithologe, ging rein demonstrierend, fachlich vortragend, aufzählend vor. Er missachtete damit moderne didaktische Prinzipien; das dürfte der Grund für den offensichtlich mäßigen Erfolg gewesen sein.

Solche Prinzipien sind aber zur praktischen Verwirklichung unserer grundsätzlichen Erwägungen über Aktivitäten in der Natur draußen von erheblicher Bedeutung.

Neuere Formen des Lehrens und Unterweizens, die gerade für die Umwelterziehung und Freilandarbeit als wesentlich erscheinen, stellen die Selbsttätigkeit der Lernenden in den Vordergrund. Sie werden heute in Zusammenhang mit modernen kognitionspsychologischen Lerntheorien, insbesondere dem sog. *Konstruktivismus* gesehen. Wissen wird danach auf Erfahrungen, auf schon vorhandenen Strukturen, selbsttätig aufgebaut oder konstruiert. Eine zentrale Forderung der Konstruktivisten ist selbstgesteuertes Lernen statt darbietendem Unterweisen.

Diese Aussagen interessieren auch für die Umwelterziehung bzw. für die Waldpädagogik. Es geht darum, auf dem bruchstückhaften, oberflächlichen Wissen der Besucher, auf ihren Erfahrungen mit dem Wald aufzubauen und einen ganzheitlichen Zugang zu finden. Im einzelnen sind hierfür folgende didaktische Grundsätze in Betracht zu ziehen:

- Entdeckendes Vorgehen (learning by discovery). Das heißt, ein Sachverhalt wird nicht einfach dargeboten, sondern von den Besuchern selbst entdeckt, etwa durch Beobachten oder durch Wahrnehmen mit verschiedenen Sinnen. Spezielle Anregungen können den Blick lenken, zum Beispiel auf besondere Pflanzen, auf Tiere im Moos, im sich zersetzenden Laub usw. Mit dem Entdecken kann Staunen und Freude an neuen Erfahrungen verknüpft sein, Neugierde wird geweckt, der emotionale Bereich ganz selbstverständlich mit einbezogen. Der Wald, den man schon zu kennen glaubte, wird neu entdeckt und erlebt als ein Lebensraum mit vielen, auch unscheinbaren Pflanzen und Tieren, mit Kreisläufen und Beziehungen verschiedenster Art. Dieses entdeckende Vorgehen bzw. Beobachten ist dabei ein verbindendes Element zwischen dem kognitiven und affektiven Zugang; es

kann beobachtet werden, um kennen zu lernen und um zu erleben.

- **Handlungsorientierung** (learning by doing). Dieses methodische Konzept zielt in eine ähnliche Richtung; es betont den Zusammenhang zwischen Erleben, Denken und Handeln, knüpft an Vorstellungen der Reformpädagogik, etwa an den Arbeitsschulgedanken Kerschensteiners an. Handlungssituationen sind im Wald stets gegeben, zum eigenen Handeln und Tun sollte immer wieder angeregt werden, z.B.: Wahrnehmen mit verschiedenen Sinnen, Sammeln, Suchen (z.B. mit Suchkarten), Bestimmen, ökologische Faktoren analysieren, pflegerische Arbeiten durchführen. Naturerfahrungsspiele zählen ebenfalls zu diesem Konzept. Sie werden bei jüngeren Schülern stärker im Vordergrund stehen als bei älteren Jugendlichen oder bei Erwachsenen.

- **Problemorientierung, Situationsorientierung, Lebensnähe**. Das bedeutet zum Beispiel realitätsnahe, lokale Probleme des Naturschutzes, etwa in Zusammenhang mit schützenswerten Biotopen, mit Waldnutzung, Holzproduktion, Verkehrserschließung etc. aufzugreifen und gemeinsam Lösungsmöglichkeiten zu diskutieren unter Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und sozialer Faktoren. Es geht um örtliche Fallbeispiele, die aus der augenblicklichen Situation heraus deutlich werden. Dabei kann sog. Handlungswissen vermittelt werden; der einzelne erfährt, was er selbst im konkreten Fall tun kann und was die Allgemeinheit leisten sollte. Der heimische Wald ist lebensnah und nicht so weit entfernt wie der tropische Regenwald, für den alle gern etwas tun würden. Jedoch kann und soll der Bogen durchaus vom lokalen zum globalen Problem gespannt werden. Es gilt, aktive Teilnahme möglichst vieler zu erreichen, die Menschen nachdenklich zu machen und zur Übernahme von Verantwortung zu motivieren. Auch bei der oben zitierten Arbeit mit Grundschulern wirkte sich die konkrete Tätigkeit am lokalen Beispiel Bach sehr positiv auf die schützende Einstellung der Jugendlichen aus.

Heute wird das **Projekt**, eine Form des sog. offenen Unterrichts, als eine der wichtigsten Methoden für die Umwelterziehung bezeichnet. Ein Projekt zielt auf die Bewältigung eines größeren Vorhabens durch gemeinsame Anstrengung von Lehrenden und Lernenden; das Ergebnis ist ein umfassenderes Wissen über einen bestimmten Themenbereich oder die Gestaltung eines Werkes, zum Beispiel einer Ausstellung. Es gewährt die nötige Zeit sich mit einer Thematik gründlich auseinander zu setzen. Ein Projekt ermöglicht den Jugendlichen entdeckendes Vorgehen; es ermöglicht Selbsttätigkeit, also Handlungsorientierung, es wirft Fragen auf, ist situationsbezogen und lebensnah. Vor allem mehrtägige Aufenthalte von Jugendlichen in einem Waldheim etc. sollten deshalb im Sinne eines Projektes gestaltet sein. Das wird sich dann, so ist zu hoffen, stärker auf Einstellung und Verhalten auswirken als eine nur halb- oder eintägige Exkursion in den Wald, so positiv diese auch einzuschätzen ist.

Ganzheitliches Vorgehen in der Umwelterziehung beinhaltet schließlich auch, Überlegungen über den

Wert der Organismen und der Natur an sich und für uns Menschen anzustellen; es geht um die Sinnfrage. Warum überhaupt schützen, warum erhalten? Letztlich soll der Weg vom fachlichen Aufbereiten, vom Erleben und vom gefühlsmäßigen Erfassen hinführen zur Reflexion über Grundsätzliches, zur Frage der Werte und Normen, zur **ethischen Dimension**. Es geht um das Verantwortungsbewusstsein gegenüber allen Organismen, die nicht nur für uns Menschen Bedeutung besitzen, für unser Wohlergehen oder für unser ästhetisches Empfinden, sondern die als Mitgeschöpfe ein Recht auf Leben um ihrer selbst willen besitzen.

Ziel der Umwelterziehung und vielleicht genauso das Ziel eines Tages im Walde ist auch und gerade das Anregen zum Nachdenken über grundsätzliche, d.h. ethische Fragen – ein Nachdenken, das möglicherweise mit dem Kennenlernen und Erleben von Natur die Einstellung und das Verhalten des einzelnen im positiven Sinne beeinflusst.

5. Schlussbemerkung

Wir wissen noch sehr wenig über längerfristige Effekte bestimmter Vorgehensweisen im Bereich der Umwelterziehung. Empirische Untersuchungen hierzu sind bislang dünn gesät. Wir können aber annehmen bzw. hoffen, dass ein Konzept, das die Ebenen des Wissens, des Wahrnehmens, Erlebens und Handelns sowie des Wertens umfasst, am ehesten nachhaltige Wirkung zeigt; das heißt, dem einzelnen umweltgerechte Handlungsmuster nahe bringt, die dann situationsabhängig in tatsächliches Verhalten münden.

Die Besucher im Wald sollten bereichert an Wissen, emotional dem Wald stärker verbunden als vorher und nachdenklich über Werte der Natur und über die Rolle des Menschen wieder in den Alltag zurückkehren.

6. Literatur

BERCK, K.H.(1999):
Biologiedidaktik. Grundlagen und Methoden. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim

BIEBERBACH, M. (2000):
Effizienz von Projektunterricht. Diss. Münchner Schriften zur Didaktik der Biologie. Bd.13 (Hrsg. KILLERMANN, W.), GCA Verlag, Herdecke

BÖGEHOLZ, S. (1999):
Qualitäten primärer Naturerfahrung und ihr Zusammenhang mit Umweltwissen und Umwelthandeln. Verlag Leske & Budrich, Opladen

CORNELL, J. (1989):
Mit Kindern die Natur erleben. Ahorn Verlag, Prien (Originalausgabe 1979: Sharing Nature with Children. USA, Nevada City)
(1991):
Mit Freude die Natur erleben. Verlag an der Ruhr, Mülheim/Ruhr.

DEGEN, R.(1992):
Wasser predigen und Wein trinken. -SZ Nr.180, 42 (aus DIECKMANN & PREISENDÖRFER 1992)

DIECKMANN, A & PREISENDÖRFER, P. (1992):
Persönliches Umweltverhalten: Diskrepanzen zwischen
Anspruch und Wirklichkeit. -Kölner Zeitschrift für So-
ziologie und Sozialpsychologie, Band 44,2;226-251

GÖPFERT, H. (1988):
Naturbezogene Pädagogik. – Deutscher Studien Verlag,
Weinheim

GOLLER, S. (1998):
Das Murnauer Moos. Eine Grundlagenuntersuchung für
biologische Unterrichtsgänge mit Grundschulklassen.
Schriftliche Hausarbeit (Zulassungsarbeit) am Institut für
die Didaktik d. Biologie. Univ. München

GROB, A. (1991):
Meinung- Verhalten- Umwelt. Ein psychologisches Ur-
sachennetz- Modell umweltgerechten Verhaltens. Verlag
Peter Lang, Bern, Berlin

JANSSEN, W. (1987):
Natur erleben – Natur verstehen – Natur schützen. – Na-
tionalpark, 6-11

————— (1988):
Naturerleben. Unterricht Biologie 12, H.137, 2-7

KILLERMANN, W. (1993):
Natur erkennen - Natur erleben. Möglichkeiten biologi-
scher Umweltbildung an außerschulischen Institutionen.
- Verh. Ges. f. Ökologie 22, 371-377, Zürich

————— (1995):
Biologieunterricht heute. Eine moderne Fachdidaktik.
Verlag L. Auer, Donauwörth

KLENK, G. (1988):
Das Problem der Inkonsistenz von Umweltwissen und
Umwelthandeln.- Päd. Welt 42,6;257-2

PFLIGERSDORFFER, G. (1984):
Empirische Untersuchungen über Lerneffekte auf Biolo-
gieexkursionen. HEDEWIG,R. & STAECK,L.: Biolo-
gieunterricht in der Diskussion. Aulis Verlag, Köln, 174-
186

RINK, G. (1996):
Umweltpädagogik als Element einer Erziehung zur
Emanzipation. – Biologie in der Schule 45/3, 134-14

SCHERF, G. (1986):
Die Bedeutung pflanzlicher Formenkenntnisse für eine
schützende Einstellung gegenüber Pflanzen und zur Me-
thodik formenkundlichen Unterrichts.- Münchner Schrif-
ten zur Didaktik der Biologie, Bd.3 (Hrsg. KILLER-
MANN, W)

SCHMITT, C. (1922):
Heraus aus der Schulstube. Naturgeschichte im Freien.
Verlag Beltz, Langensalza

STAROSTA, B. (1990):
Erkundungen der belebten Natur nach dem Prinzip des
entdeckenden Lernens. Methoden des Biologieunter-
richts. KILLERMANN, W & STAECK, L. (Hrsg.) Ver-
lag Aulis, Köln, 296-298, 315-325

WENGLER, S. (1994):
Naturerfahrungsspiele - Möglichkeiten und praktische
Erfahrungen. Schriftl. Hausarbeit (Zulassungsarbeit) am
Institut für die Didaktik der Biologie. Universität Mün-
chen.

BAYERISCHES Staatsministerium für Unterricht und
Kultus, Wissenschaft und Kunst (1990):
Richtlinien für die Umwelterziehung an den bayerischen
Schulen. KMBI I, Nr.12

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Wilhelm Killermann
Schönblickstr.5
D 82229 Seefeld
(Ludwig-Maximilians-Universität München, Institut für
die Didaktik der Biologie)

Freizeittrends und ihre Auswirkungen auf den Naturschutz

Helga WESSELY*

1. Deutschland ein kollektiver Freizeitpark?

Deutschland sei ein kollektiver Freizeitpark, formulierte Altkanzler Helmut Kohl vor Jahren provokant in der Diskussion um kürzere Arbeitszeiten und mehr Urlaub. Die Öffentlichkeit stimmte diesem Statement zu, gleichzeitig beklagen sich immer mehr Menschen, dass sie zu wenig freie Zeit haben. Woher kommt diese Diskrepanz ?

Richtig ist, dass die durchschnittliche Wochenarbeitszeit von 48 h in den 50er Jahren über 40 in den 80er Jahren auf nun 35 - 38 h zurückgegangen ist. Richtig auch, dass der Urlaubsanspruch erheblich ausgeweitet wurde und 5 - 6 Wochen Urlaub die Regel sind. Rechnerisch stehen seit ca. 1990 mehr Stunden zur eigenen freien Verfügung als für den Lebenserwerb nötig sind, nämlich 2100 h Freizeit zu 2043 h Arbeitszeit (OPASCHOWSKI, 1997: 30).

Richtig ist auch, dass Haushaltsgeräte und die Nahrungsmittelindustrie viel Arbeit abgenommen haben, insbesondere den Frauen. Aber gleichzeitig gibt es auch einen Gegentrend, denn es gibt eine ganze Reihe von Tätigkeiten, die wir in der Freizeit erledigt werden (müssen), die früher nicht notwendig waren. Zwar haben wir einerseits einen Trend zur sog. Dienstleistungsgesellschaft, gleichzeitig wurden aber auch viele Dienstleistungen, insbesondere solche, die wenig Rendite, bieten, abgeschafft. Hierzu wenige Beispiele:

- Früher gab es fast überall Getränkendienste, die Bier und andere Getränke direkt in den Keller trugen, heute gibt es kaum mehr Getränkelieferungen ohne horrende Lieferaufschläge. Somit fährt fast jeder selbst zum Getränkemarkt, oft mehrmals pro Woche.
- Früher kamen Kontoauszüge per Post regelmäßig ins Haus, heute muss man zum Kontoauszugsdrucker gehen oder auch fahren, um sich über seinen Kontostand zu informieren, sofern man kein Online-Konto hat.
- Früher wurden Kartoffeln und anderes Gemüse straßenweise durch kleine Lieferwägen, oft vom Bauern selbst, verkauft. Heute fährt jeder einzeln zum Markt oder gar zum Hofverkauf.
- Durch den Rückzug der Post aus der Fläche geht viel Zeit auf dem Weg zur Postagentur oder zum oft viele Kilometer entfernten Postamt, verloren.

Auch ist unser Leben viel komplizierter und damit

zeitaufwändiger geworden. Immer wieder neue Technik, insbesondere bei EDV und Telekommunikation, kostet nicht nur viel Geld und Nerven, sondern auch viel Zeit. Ein regelrechter Zeitfresser ist auch die immer intensiver notwendige Beschäftigung mit Steuererklärungen, Versicherungsfragen, Altersvorsorgekonzepten etc.

Zusätzlich gibt es immer mehr soziale Zwänge, insbesondere im beruflichen Bereich, denen man sich kaum entziehen kann. Auch im ehrenamtlichen Bereich sind die gesellschaftlichen Erwartungen, sich - mit entsprechendem Zeitaufwand verbunden - zu engagieren, gestiegen. Wer heute z.B. als Mutter das Engagement in Krabbelgruppe, Kindergartenbeirat oder Schule verweigert, trägt schnell einen sozialen Makel.

Ferner wird die tatsächliche Freizeit immer stärker durch Aus- und Fortbildung eingeschränkt. Die wenigsten Erwerbstätigen können die tägliche, berufliche Informationsflut vollständig während der Arbeit bewältigen. Dazu kommen in vielen Berufen die ständige spezielle Weiterqualifikationen, die ebenfalls oft ganz oder teilweise in die „Freizeit“, nicht selten auch in den Urlaub verlagert wird.

Es gibt aber auch selbst geschaffene Zeitfresser. Die jahrzehntelange Waschmittelreklame hat uns erfolgreich eingebläut, dass sauber nicht mehr reicht, sondern alles rein sein muss. So waschen wir heute unsere Kleidung wesentlich häufiger als früher. Im Endergebnis verbrauchen wir für die Wäschepflege trotz moderner Waschmaschinen und Wäschetrockner heute kaum weniger Zeit als früher, als das Waschen per Hand oder mit einfachen Maschinen eine äußerst zeitaufwändige Prozedur war. Auch die Ansprüche an die Wohneinrichtung sind stark gestiegen. Immer häufiger werden Möbel, Tapeten und Vorhänge schon nach wenigen Jahren ausgemustert und neue angeschafft, mit entsprechendem Zeitaufwand für Auswahl, Besorgung, Montage und den vielen damit verbundenen Nebenarbeiten.

Dazu kommen immer länger werdende Fahrtzeiten, insbesondere von Familienvätern, die ihren Kindern ein Leben in der Stadt nicht zumuten wollen, den Arbeitsplatz aber in der Stadt haben. Tägliche Fahrtzeiten in die Arbeit von 3 h und mehr sind keine Seltenheit mehr.

Die viel beschworene Freizeitgesellschaft ist also eine Legende, wobei es natürlich große Unterschiede je nach Lebenssituation und Lebensalter gibt.

* Vortrag bei der ANL-Tagung „Wandern und Naturschutz“ am 1.4.2001 in Laufen (Leitung: Peter Sturm, ANL)

Arbeitslose und Rentner empfinden ihre Freizeit oft als zu groß, bei den Berufstätigen vertragen dagegen in einer Umfrage 53 % die Meinung, sie hätten viel zu wenig Freizeit. Insbesondere Selbständige leiden unter zu wenig freier Zeit (OPASCHOWSKI, 1997: 37).

2. Was erwarten wir von uns in der Freizeit?

Freizeit verliert zunehmend ihre Bedeutung als arbeitsfreie Regenerationszeit. Vielmehr werden verstärkt arbeitsähnliche Erwartungen auch an die Freizeit gestellt. „Nutze die Zeit“ wird zur Lebensmaxime, insbesondere von Jugendlichen. Es herrscht eine schreckliche Angst, etwas zu verpassen. Langeweile wird als der ärgste Feind angesehen. Die konkreten Beschäftigungen, die spontan mit dem Freizeit-Ideal assoziiert werden, strotzen vor Aktivität. Klar an der Spitze liegen körperliche Betätigungen, Passivität ist verpönt. Für Nichtstun und Fernsehen ist im Freizeitideal kaum Platz, dafür umso mehr in der Realität. Passivität ist gesellschaftlich stark tabuisiert, was konkret zur Folge hat, dass der Akzent in den Vorstellungen über Freizeit betont auf Aktivität liegt und Passivität stark kontrolliert und nur knapp dosiert werden darf. Zudem muss die Ruhe mit Sinn erfüllt werden (Erholung nach der Arbeit, Sammeln neuer Kräfte für die Arbeit). Einen Eigenwert misst man der Passivität nicht zu.

3. Was machen wir wirklich in der Freizeit?

Ganz entgegen der Idealvorstellung von Freizeit, als aktiver, selbst gestalteter Zeit, überwiegen die passiven Tätigkeiten in der Freizeit bei weitem, insbesondere die Mediennutzung. Besondere die Jugendlichen sind ausgesprochene Medienkonsumenten und wurden deshalb auch schon als Medienkids bezeichnet. Weit vor allen anderen Betätigungen liegt - mit immer noch steigender Tendenz - das Fernsehen. Wie Tab. 1 zeigt, sahen Erwachsene im Durchschnitt über 3 h fern, Kinder bis 13 Jahren ca. 1,5 h.

Tabelle 1

Einschalt- und Sehdauer Fernsehen

	Einschaltdauer	Sehdauer	
		Erwachsene	Kinder bis 13 Jahre
1989	251 Minuten	153 Minuten	86 Minuten
1994	291 Minuten	178 Minuten	93 Minuten
1998	321 Minuten	199 Minuten	97 Minuten

(AGRICOLA, 2001: 122)

Unter den 10 wichtigsten Freizeitbeschäftigungen sind, wie in Tab. 2 zusammengestellt, mit Fernsehen, Zeitung, Radio, CD und Buch fünf mediale (OPASCHOWSKI, 1997: 39). Die Rolle des Internet als Freizeitmedium wird allgemein stark überschätzt. Zwar steigt die Zahl der Online-Zugänge stetig, doch - gesehen auf die Gesamtbevölkerung - spielt das Surfen im Internet eine untergeordnete Rolle.

Besonders gern zu tun gaben an:

Tabelle 2

Bevorzugte Freizeittätigkeiten

1	Musik hören	91 %
2	Fernsehen	86 %
3	Gut Essen gehen	76 %
4	Tageszeitung lesen	73 %
5	Mit Freunden zusammen sein	70 %
6	Zeitschrift lesen	68 %
7	Auto fahren	56 %

(AGRICOLA, 2001: 142)

Erst auf Rang 8 wurde die erste Sportart genannt, das Radfahren (55 %), auf Rang 11 Wandern (42 %), Rang 14 Sporttreiben allgemein, Rang 25 (Ski fahren) noch nach Stricken, Häkeln, Schneidern (Rang 23), Rang 30 Wassersport.

Besonders der Sport am Wochenende und im Urlaub bekommt zunehmend Konkurrenz von anderen Freizeitangeboten, die mehr Erlebnis versprechen. Erlebnis gilt heute als Schlüsselwort der Freizeitforschung. Der Besuch von Großveranstaltungen, wie Autorennen, Musicals, speziellen Erlebnisbädern, Einkaufszentren mit speziellem Erlebnisangebot etc. hat millionenhaft Zulauf. Sog. Erlebnisimmobilien boomen wie noch nie. Das Marktvolumen dieser Erlebnisimmobilien verzehnfachte sich von 1970 bis heute auf knapp 500 Milliarden DM, Tendenz steigend (STRASSMANN, 1991). Allein die deutschen Freizeitparks verzeichneten 2000 rund 23 Millionen Besucher (RTL, 9.9.2001). Noch ist kein Ende des Booms in Sicht. Landauf-landab werden weiterhin neue Freizeitparks geplant, z.B. das gigantische Legoland bei Günzburg in Schwaben.

4. Wird der Sport als Freizeitbeschäftigung überschätzt?

Pauschal gesehen wird der aktive Sport als Freizeitbeschäftigung wohl höher eingeschätzt als es der Realität entspricht. Deutschland ist kein Sportland mehr. Über die Hälfte der Deutschen bezeichnet sich in Umfragen als „Nicht-Sportler“. 22 % sind nach ihren eigenen Angaben Gelegenheitssportler, 18 % Aktiviportler und 1 % Lei-

stungssportler (OPASCHOWSKI, 1996: 12). In Österreich und der Schweiz ist der Anteil der aktiv Sporttreibenden deutlich höher als in Deutschland. Doch man muss differenzieren. Wenn auch die durchschnittlichen Werte dem Sport keine prioritäre Bedeutung zumessen, so gibt es doch eine große Personengruppe, für die Sport eine zentrale Position im Freizeitverhalten hat. Der renommierte Freizeitforscher Opaschowski hat sog. Freizeitprofile der Bevölkerung herausgearbeitet, eines davon ist das Freizeitprofil des Sportlers (1997: 41). Etwa je-

der 6. Bundesbürger ist regelmäßig (= 1 x pro Woche) sportlich aktiv (OPASCHOWSKI, 1996: 11). 12 Millionen Bundesbürger bringen sich also mind. 1 x pro Woche auf Trab, 4 Mio. davon allein in Fitnessstudios.

Die Hitliste der Sportarten (s.a. Tab. 3) führen sowohl bei den Gelegenheitsportlern wie auch bei den Aktivsportlern traditionelle Sportarten, wie Schwimmen, Radfahren, Wandern, Turnen an.

Tabelle 3

Die Hitliste der Sportarten

Gelegenheitssportler (< 1 pro Woche)	Schwimmen	32 %
	Radfahren	25 %
	Jogging	16 %
	Gymnastik/ Aerobic	13 %
	Wandern	12 %
Aktivsportler (> 1 x pro Woche)	Gymnastik/ Aerobic	23 %
	Fußball	23 %
	Tennis	17 %
	Schwimmen	14 %
	Radfahren	14 %

(OPASCHOWSKI, 1996: 15 a)

Auch bei den Jugendlichen dominieren klassische Sportarten, weit voran der Fußball. Natursportarten finden sich in der Rangliste erst weit unten, wenn man berücksichtigt dass die beliebten Sportarten Radfahren und Schwimmen nur zu einem geringen Teil als Natursport eingestuft werden können, da sie meist in und zwischen Siedlungen (Radfahren) bzw. in Schwimmbädern ausgeübt werden.

Der Natursport ist also zwar ein wichtiger Teil des Aktivsports, keineswegs aber ein dominanter. Dennoch sind die Zahlen an Natursportlern durchaus imposant. Zwar gibt es darüber, wie viele Menschen, welche Natursportarten ausüben, keine präzisen Erhebungen, doch zahlreiche gut abgesicherte Schätzungen. Selbst die unteren Schätzwerte zeigen den enormen Zulauf zum Natursport.

Tabelle 4

Die Hitliste der Jugend

1	Fußball	29 %
2	Schwimmen	18 %
3	Radfahren	16 %
4	Tennis	12 %
5 a	Jogging	12 %
5 b	Fitness-Training	12 %
5 c	Gymnastik/Aerobic	11 %
20	Wandern	3 %
21	Segeln	3 %

(OPASCHOWSKI, 1996: 15 b)

Tabelle 5

Natursportler in Deutschland

Radfahren:	6,5 - 15 Mio.
Wandern:	3,3 - 7 Mio.
Skilanglauf:	2,0 - 3,9 Mio.
Mountainbiking:	600.000 - 2 Mio.
Tauchen:	300.000
Kanusport:	200.000 - 730.000, davon 20.000 Wildwasser
Schitouren:	200.000
Windsurfen:	170.000 - 250.000
Klettern in Mittelgebirgen:	80.000
Drachen- und Gleitschirmfliegen:	30.000

(Zahlenangaben aus OPASCHOWSKI, 1996, ANONYMUS, 1997, ROMEISS-STRACKE, 1997, DGF, 1995, WILKEN, 1996, WÖHRSTEIN, 1998, STETTNER, 1997, STROJEC & BAUER, 1997, SCHEMEL & ERBGUTH, 1992, GOEDECKE & MAILÄNDER, o.D.)

Täuscht also der vielfach geäußerte Eindruck, Natursport sei inzwischen Massensport? Die Antwort auf diese Frage hängt von der Betrachtungsebene ab. Deutschlandweit betrachtet ist Natursport kein Massensport. In den für den Natursport gut geeigneten Gebieten, die nur einen kleinen Teil der Landesfläche einnehmen, kommt es dagegen zeitweise zu sehr starken Massenballungen, ja Massenproblemen. Besonders in den Alpen und einigen Mittelgebirgen, z.B. Fichtelgebirge und Rhön, ist der Andrang zu Spitzenzeiten enorm. Der deutsche Alpenanteil nimmt mit 5.000 qkm nur ca. 3 % der gesamten Alpenfläche ein. Dennoch ballt sich hier ein erheblicher Teil von Tourismus und Natursport. Das Wochenend-Einzugsgebiet der Alpen reicht mittlerweile weit nach Norden. Tagestouren von Nürnberg aus in die Alpen sind keine Seltenheit, Wochenendtouren werden mit Flugzeug und Leihwagen selbst von Hamburg aus unternommen (mdl. Mitteilung eines Teilnehmers an einem Gleitschirmflug-Lehrgang an der Hochries im Chiemgau, 1999). Auch in Südtirol, Graubünden und Tirol treten große Konzentrationen an Natursportlern auf.

Der Eindruck eines Massenphänomens beruht aber auch noch auf einer anderen Tatsache: Während die absoluten Zahlen an Natursportlern über die Jahre nicht sonderlich extrem schwanken (von wenigen Ausnahmen wie dem aktuellen Canyoning-Boom abgesehen), ist die Ausübungshäufigkeit dank gesteigener Mobilität und Mobilitätsbereitschaft stark angestiegen. Auf den mit Liften erreichbaren Bergen tummeln sich bei schönem Wetter Massen. Auch recht alpine Ziele mit langen, durchaus anspruchsvollen Wegen ziehen bei guter Witterung Hunderte an, wie sich z.B. auf dem Watzmann, der Alpspitze, dem Weg übers Höllental auf die Zugspitze oder dem Heilbronner Weg im Allgäu Jahr für Jahr beobachten lässt. Noch stärker ist der Zulauf bei speziellen „Events“. Die Bergmesse am sog. Gatterl, einer Einsattelung im Wettersteingebirge, wurde im Jahr 2000 von über 1.000 Bergwanderern besucht (Bayerischer Landtag, 18.10.2000). Massenandrang gibt es jedoch nicht nur beim Bergsteigen und Bergwandern. Besonders stark boomt seit einigen Jahren der Wassersport. In Spitzenzeiten sind in der Imster Schlucht des Inns Dutzende von Rafts unterwegs, die sich teilweise sogar touchieren. In besonders attraktiven, leicht begehrten und erreichbaren Canyoning-Strecken reiht sich Gruppe an Gruppe. Massiv ist der Andrang auf die Gewässer auch durch nicht organisierte Sportler. So wird beispielsweise die Isar zwischen dem Sylvensteinspeicher und Bad Tölz an Hochsommertagen von vielen Dutzend Kanu- und Kajakfahrer befahren. Ähnliche Ballungen gibt es u.a. an der Saalach zwischen Unken und Schneizlreuth im Berchtesgadener Land, an der Ammer zwischen Altenau und Peißenberg, an der Pegnitz in der Fränkischen Schweiz oder der Oberen Ilz im Bayerischen Wald.

Ein weiterer wichtiger Faktor für den Eindruck der zunehmenden Vermassung ist, dass Natursport mittlerweile praktisch in allen Teilen der Landschaft ausgeübt wird. In vormalig unzugänglichen Schluchten sind Canyonisten unterwegs. Drachenflieger überstreichen die wildesten Schrofenzonen, in die sich kein Fußgänger hineinwagen kann, Ka-

jakfahrer bezwingen schier unbefahrbar erscheinende Wildflüsse. Früher war der Natursport viel stärker auf einige Linien und Bereiche, insbesondere Wege, konzentriert, heute ergießt er sich fast flächendeckend über die Landschaft. Auch lässt die Bindung der Wanderer und Bergsteiger auf markierte Hauptwege nach. Im Zuge des Massenandrangs suchen sich immer mehr Wanderer unmarkierte Wege und Pfade, auch besteht eine größere Bereitschaft, „wild“ zu gehen, wenn auf den Wegen gar zu viel los ist. In besonders stark genutzten Gebieten bleiben oft nur kleine Teile der Landschaft übers Jahr ohne sportliche Nutzung.

5. Trends im Natursport

Als Eckpfeiler der künftigen Entwicklung im Natursport zeichnen sich folgende Trends ab:

1. Der Drang in die Natur wird anhalten.
2. Die Stadt als Sportstätte wird auch für sog. „Natursportarten“ zunehmend interessant.
3. Sportarten, deren Image wenig mit Erlebnis, Abenteuer und Selbstbestätigung verbunden ist, werden weiter an Attraktivität verlieren. Sportarten, die Tempoelemente und besondere Bewegungserfahrungen bieten, werden weiteren Zulauf erfahren.
4. Die Kurzlebigkeit wird immer stärker zu einem bestimmenden Faktor im Natursport.
5. Kommerzielle Anbieter werden, sofern sie flexibel auf Strömungen reagieren, weiteren Zulauf bekommen. Die Abkehr vom Sportverein wird sich fortsetzen.
6. Das Motiv des Naturerlebens bleibt zwar wichtig, verliert aber an Bedeutung als Motiv für den Natursport.
7. Die Bedeutung der Leistung als Motiv für den Natursport wird weiter zunehmen.
8. Das Gesundheitsmotiv erhält weiter steigende Bedeutung.
9. Die Bedeutung des Natursports als Element der Selbstdarstellung wächst.
10. Ein Gegentrend der Rückbesinnung auf Natur als Stätte der Ruhe und spiritueller Erfahrungsmöglichkeiten zeichnet sich ab.

zu 1: Der Drang ins Freie wird anhalten.

Als Ausgleich für das auch auf dem Land immer stärker städtisch geprägte Leben, braucht der Mensch den Aufenthalt im Freien. Zwar gewinnen die Freiräume der Stadt zunehmend an Bedeutung zum Ausleben dieses Bedürfnis (s. These 2), doch werden auch weiterhin die extensiv genutzte, freie Kulturlandschaft und kaum/ nicht genutzte Naturgebiete an erster Stelle stehen. Dies zeigen auch Repräsentativumfragen zum Reiseverhalten. Als



Abbildung 1

Der **Drang in die Natur** ist insbesondere an Sommertagen ungebrochen (Foto: Wessely, H.)

wichtigstes Qualitätsmerkmal einer Region gilt die schöne Landschaft. 71 % der Befragten gaben an, dass für sie das Erlebenkönnen einer schönen Landschaft zu den wichtigsten Kriterien bei der Wahl ihres Reiseziels zählt (B.A.T., 2001). Nationalparke als Inbegriff der unberührten wilden Natur werden als Ziele weltweit immer beliebter. Die große Bedeutung des Naturerlebnis spiegelt sich auch in der Werbung wieder. Ein erheblicher Teil der Werbekampagnen widmet sich sehr naturbetonten Sujets, selbst bei Produkten, die kaum oder gar keinen Bezug zur Natur haben. Mit Natur wird nicht nur für Lebensmittel, Urlaub, Autos und Sportartikel geworben, sondern z.B. auch für Versicherungen, Banken, Einrichtungsgegenstände

zu 2: Die Stadt als Sportstätte wird auch für sog. „Naturesportarten“ zunehmend interessant.

Unser Leben wird immer stärker von Technik und Aufenthalt in Häusern geprägt. Als Gegenpol braucht der Mensch den Ausgleich im Freien. Das Freie ist damit allerdings nicht gleichzusetzen mit Natur. Gerade Jugendliche sehen auch die Stadt zunehmend als Areal für Freiluftsport an, Freiluftsportereignisse in der Stadt haben enormen Zulauf. So kamen zu den sog. Bladenights, gemeinsames

nächtliches Inlineskaten auf einem festgelegten Kurs in München im Jahr 2000 teilweise mehr als 10.000 Skater. Enormes Interesse finden auch Stadtmarathons, die mittlerweile in fast allen größeren Städten ausgetragen werden. Sportveranstalter haben das große Interesse an Freiluftsport in der Stadt erkannt. Im Februar 2001 fand am Olympiaberg-Nordhang in München ein FIS-Weltcup der Snowboarder statt mit extra installiertem Lift, dank Schneekanonen garantierter Schneesicherheit und eigens errichteten Plattformen im Zielbereich am Olympiasee (SCHWARZ, 2001). Freestyl-Skifahrer unter Vertrag der Firma Salomon zogen in den letzten Jahren in den Fußgängerzonen zahlreicher europäischer Großstädte auf mobilen Pisten viel Aufmerksamkeit auf sich. Der TV-Sender RTL plante sogar schon ein Skispringen in der Münchner Innenstadt. Dieser Trend macht auch vor dem Land nicht Halt. Im Winter 2001 fand in Bischofsmais im Bayerischen Wald ein medial viel beachtetes Skirennen mitten im Dorf statt.

zu 3: Sportarten, deren Image wenig mit Erlebnis, Abenteuer und Selbstbestätigung verbunden ist, werden weiter an Attraktivität verlieren. Sportarten, die Tempolemente und besondere Bewegungserfahrungen bieten, werden weiteren Zulauf erfahren.



Abbildung 2

Naturesport und Stadt schließen sich immer weniger aus. Naturesport in der Stadt liegt voll im Trend (mit freundlicher Genehmigung der Abendzeitung München)

Natur allein gilt v.a. unter Jugendlichen als langweilig und öde. Insbesondere Wandern gilt als fad. Selbst innerhalb der Jugend der Naturfreunde, hat das Wandern wenig Anhänger. Teenies, die an einer Wanderwoche im Schwarzwald teilnehmen, wurden zu Beginn gefragt, was sie vom Wandern halten. Ein erheblicher Teil bezeichnete Wandern als langweilig und doof. Viele antworteten auf die Frage, was sie auf keinen Fall machen wollten, mit einem spontanen „Sich langweilen“ (DRÜCKER et al. 1999). Der Bericht des Vaters über seine Urlaubserfahrungen in Deutschland mit seinem 10-jährigen spricht Bände: „Das Urteil des Zehnjährigen ist knapp, aber vernichtend. „Öde!“ Das elterliche Angebot umfasste Spazieren Gehen, Schwimmen und Radfahren. „Öde!“ Als väterliches Topangebot stand sogar zur Auswahl: Fußball draußen mit Hirschmeißen! „Öde!“ „Öde?“ „Cool!“ meinte der Sohn zum Vorschlag, die Autostadt von VW zu testen.“ (STRASSMANN, 2001).

Aber auch unter Erwachsenen sind Tätigkeiten, die

wenig mit Abenteuer, Kick, Thrill und Erlebnis in Verbindung gebracht werden, zunehmend out. Gefragt sind insbesondere Sportarten, die mit Geschwindigkeit oder ungewohnte Bewegungen verknüpft sind. Das Interesse an action-betonten Sportarten zeigt auch eine Befragung zu den Wunschsportarten. Immerhin 9 % der Gesamtbevölkerung träumt vom Fallschirmspringen und 7 % vom Freeclimben, alle Kinder und Senioren eingeschlossen. Noch krasser wird der Trend zu abenteuerlichem Sport, betrachtet man nur die Jugendlichen. Fast 1/3 der 14-17-Jährigen würde gerne mal zum Fallschirmspringen gehen. Enorm auch die Nachfrage nach Paragliding (25 %) und Rafting (23 %).

zu 4: Die Kurzlebigkeit wird immer stärker zu einem Faktor im Natursport.

Bereits seit Jahren besteht ein deutlicher Trend, in eine Sportart nur kurz „hineinzuschnuppern“. Die Zeiten, als manche Natursportarten einen von Kin-

Tabelle 6

Welche Sportart würden Sie gerne ausprobieren?

Sportart	Gesamtbevölkerung	14-17 jährige	18-29 jährige
Canyoning	3 %	18 %	7 %
Fallschirmspringen	9 %	31 %	20 %
Freeclimbing	2 %	12 %	3 %
Paragliding	7 %	25 %	16 %
Rafting	6 %	23 %	14 %
Tiefseetauchen	6 %	19 %	6 %

(OPASCHOWSKI, 2000: 141-148)



desbeinen bis ins hohe Alter begleitet, scheinen vorerst vorbei zu sein. In diesem Jahr Mountainbiking, im nächsten Golf, im übernächsten Segelfliegen, sind keine Ausreißer in der Biographie von Freizeitsportlern mehr. Dieser Trend zu raschen Wechseln, schlägt sich auch im Tagesprogramm von Veranstaltern nieder. Den ganzen Tag die gleiche Sportart ist insbesondere bei Trendsport-Veranstaltern out. Das vorwiegend jugendliche Publikum verlangt nach Abwechslung, die ihm auch gegeben wird incl. der notwendigen Leihhausrüstung. Ein übliches sommerliches Tagesprogramm setzt sich z.B. zusammen aus: vormittags Mountainbiking, nachmittags 3 h eine Raft-Tour und abends noch eine Fackelwanderung, dazwischen eine kleine Abendparty. Im Wintertourismus besteht die gleiche Tendenz: „Der emotionale Erlebniswert wird immer stärker in der Abwechslung liegen, nach dem Motto morgens Big-Foot, nachmittags Schneeschuhlaufen, abends mal Fast food oder 5-Sterne-Menü“ (KOTHBAUER, 2000). Der Leiter der Berg- und Skischule in Verbier (Schweiz) formulierte diesen Trend nach unentwegter Abwechslung bereits vor Jahren so: „Wenn wir die Gäste künftig behalten wollen, müssen wir jeden Tag einen anderen Trend anbieten“ (HÖLZGEN, J., 1994).

Abbildung 3

Voll im Trend - Canyoning (Foto: Wessely, H.)



Abbildung 4

„Wieso war uns früher nie langweilig...?“

Zeichnung: Ernst Hürllmann

Der Trend zur Kurzlebigkeit zeigt sich auch im Boom und verstärkten Medieninteresse bei kombinierten Sportarten. Wer wusste schon vor 20 Jahren, was Biathlon ist, heute ist es wohl dem Großteil der Bevölkerung bekannt. Veranstaltungen zum Triathlon oder Iron-Man finden heute garantierte Aufmerksamkeit. Die Spirale dreht sich immer schneller, seit neuestem forciert man den sog. Quadrathlon, eine Aneinanderreihung aus 2,5 km Schwimmen, 50 km Radfahren, 10 km Kanufahren und 10 km Laufen, damit es auch garantiert nie langweilig wird und die Medien rasante Bilder im schnellen Wechsel zeigen können. 8 Deutsche Meisterschaften und 2 Europa-Meisterschaften zum Quadrathlon wurden bereits mit stark wachsendem Publikums- und Medieninteresse durchgeführt (FRIEDEL, 2001).

zu 5: Kommerzielle Anbieter werden, sofern sie flexibel auf Strömungen reagieren, weiteren Zulauf bekommen. Die Abkehr vom Sportverein wird sich fortsetzen.

Der Vereinssport steckt - von wenigen Ausnahmen wie dem Deutschen Alpenverein abgesehen - in der Krise. Die Zahl aktiver Vereinssportler sinkt von Jahr zu Jahr, insbesondere die Jugendlichen sind vereinsmüde. Vereinssport wird von vielen als mit zuviel Verpflichtung verbunden gesehen, sie bevorzugen mehr und mehr die unverbindlichen, wenngleich wesentlich teureren Angebote, kommerzieller Unternehmen. Allein in Deutschland gibt es einige 100 kommerzielle Natursportveranstalter. Allein zwischen 1997 und 1998 hat sich ihre Zahl verdoppelt (SIEGL, 1999). Der Zulauf zu kommerziellen Anbietern geht quer durch alle Altersgruppen. „Moderne“ Unternehmen buchen Rafting-Touren für Betriebsausflüge, Firmgruppen krönen ihren Firmunterricht mit einer Canyoning-Tour. Singles, die keine Lust auf Solo-Touren haben, buchen Bergwanderwochen. Auch für Senioren gibt es mehr und mehr spezielle Angebote, v.a. zum Wandern. Mit geschickten Wortkreationen - wie den sog. Best-Agern (gemeint sind Leute über 50 Jahre) - umwirbt z.B. die AlpinSchule Innsbruck die zahlungskräftige Klientel der Senioren. Die Nachfrage bei einzelnen Veranstalter ist enorm. So betreute 1999 allein der Veranstalter „faszinatour“

in Tirol 28.000 Teilnehmer von Halbtagesaktivitäten (SIEGL, 1999).

zu 6: Das Motiv des Naturerlebens bleibt zwar wichtig, verliert aber an Bedeutung als Motiv für den Natursport.

Das Naturerleben ist zwar weiterhin ein wichtiges Motiv für den Natursport, hat aber in der letzten Zeit zugunsten anderer Motive wie Leistung-Erleben, Gesundheit, Präsentation, Imagegewinn an Bedeutung verloren. Insbesondere in den Event-Hochburgen der Alpen, spielt die Natur und das Naturerleben nur noch eine marginale Rolle. Natur ist hier nicht mehr Grund, sondern Voraussetzung für die Wahl als Urlaubsziel, um die gewünschten Sportarten betreiben zu können. Eine Umfrage der Tirol-Werbung unter 14 - 24-jährigen Urlaubern ergab, dass für 20 % der Befragten der Naturaspekt überhaupt keine Rolle mehr spielt (PFLÜGLER, G., 1999).

Eine Dissertation über die Motive im Outdoorsport ergab, dass es deutliche Unterschiede in der Bedeutung des Naturerlebens zwischen verschiedenen Sportarten gibt. Besonders ausgeprägt ist der Wunsch nach Naturerleben bei Skitourengehern. Wandern wurde in dieser Dissertation nicht untersucht, doch ist davon auszugehen, dass auch hier eine überdurchschnittlich hohe Bedeutung des Naturerlebens gegeben ist. Vergleichsweise deutlich weniger Interesse am Naturerleben wurde bei Mountainbikern festgestellt. Für sie sind Fitness und Gesundheit wichtiger als das Naturerleben (BEIER, 1998).

zu 7: Die Bedeutung der Leistung als Motiv für den Natursport wird weiter zunehmen.

Es gibt viele Motive für den Natursport, eines davon ist das Austesten der eigenen physischen wie psychischen Leistungsfähigkeit sowie die Präsentation dieser Leistung zur sozialen Anerkennung. Immer schon spielte das Leistungserleben und -messen eine Rolle. Neu ist aber, dass nicht nur einzelne, sondern ein nennenswerter Anteil der Natursportler Wert auf Leistungsmessung und Leis-



Abbildung 5

Professionelles Management und Unverbindlichkeit bescheren **kommerziellen Anbietern** mehr und mehr Zulauf (mit freundlicher Genehmigung der Fa. Faszinatour, Immenstadt)



Abbildung 6

Die **Beherrschung des Sportgeräts** auch in extremen Situation ist für viele ein großer Reiz (Foto: Wessely, H.)

tungsvergleich legt. Die Sportartikelbranche hat auf diesen Trend schon lange reagiert und schürt ihn zugleich, es gibt Dutzende von Geräten zur Aufzeichnung, Auswertung und Darstellung von Leistung im Natursport. Auch Veranstalter schwenken dank des gestiegenen Interesses immer mehr auf die Entwicklung ein. Mittlerweile gibt es Skitourrennen mit Hunderten von Teilnehmern, z.B. in Saalbach-Hinterglemm (Land Salzburg) oder in Mittenwald (Oberbayern). Die Ostalpen hinken hier sogar der Entwicklung in den Westalpen und auch weltweit gesehen hinterher. Allein in der Schweiz gab es im Jahr 2000 siebzehn Skitourrennenwettkämpfe. Weitere fanden in Frankreich und Italien und sogar in Spanien, Marokko und Chile statt (DÉFAGO, 2000). Gefragt sind Wettkämpfe insbesondere auch beim Mountainbiking. In den letzten Jahren verzeichneten sie enorme Zuwachsraten. So stieg beim Garmisch MTB-Classic Marathon die Teilnehmerzahl von 380 (1997) auf 1.500 (2.000) und ein Ende des Wachstums ist nicht in Sicht (ANONYMUS, 2001). Selbst beim Bergwandern, das allgemein eher als weniger leistungsgeprägt gilt, nimmt der Leistungsaspekt mehr und mehr zu. Die Softwareindustrie bietet zahlreiche Programme, um das individuelle Leistungsprofil zu ermitteln, traditionelle Bergläufe, wie der Hochfellen-Berglauf im Chiemgau werden zu Großveranstal-

tungen mit internationaler Besetzung.

zu 8: **Das Gesundheitsmotiv erhält weiter steigende Bedeutung.**

Fast 4 Mio. Deutsche trimmen sich in Fitnessclubs. Brancheninsider bezeichnen den Fitnessboom als den Sporttrend des neuen Jahrhunderts. Das geht auch am Natursport nicht spurlos vorbei. Waren Gesundheit und Fitness bis vor wenigen Jahren positiv vermerkte Nebenwirkungen des Natursports, so werden sie als Motiv für den Natursport seit einiger Zeit immer wichtiger. Gerade zu den sanfteren Natursportarten kommen vermehrt Sportler, die gezielt eine Verbesserung/ Stabilisierung ihrer Gesundheit und Fitness im Auge haben. Dies entspricht im übrigen auch einem der 4 großen Trends im Weltmarkt Nr. 1, der Touristik. Neben Cluburlaub, All-inclusive-Angeboten und Städtereisen, zählt der Bereich „Wellness“ zu den 4 großen Angebotstypen der Touristik (NOBEL-SAGOLLA, 2001).

zu 9: **Die Bedeutung des Natursports als Element der Selbstdarstellung wächst.**

War Natursport früher etwas, über das man v.a. im Kreis Gleichgesinnter sprach und seine Touren gegenüber Personen, die keine aktiven Natursportler waren, kaum erwähnte, so dient Natursport - und insbesondere die extremeren Varianten - heute ganz

Abbildung 7

Skitourenwettkampf MoutainATack in Saalbach (mit freundlicher Genehmigung des Touristenverbands Saalbach-Hinterglemm)



Abbildung 8

Wandern gehört zu den klassischen Wellness-Angeboten (Foto: Wessely, H.)



Abbildung 9

Die Dokumentation prestigeträchtiger Natursportaktivitäten wird immer wichtiger (mit freundlicher Genehmigung der Zeitschrift „Bike“)



erheblich auch der persönlichen Selbstdarstellung, dem Imagegewinn. Insbesondere unter 25 -35-jährigen Gutverdienern mit guter Ausbildung, gilt es als chic, möglichst waghalsige Natursportarten auszuüben und darüber zu reden. Dieser Trend zeigt sich auch an der extrem gewachsenen Bedeutung der Sportbekleidung und des Sportgeräts. Zwar gab es immer schon eine gewisse „Uniform“ im jeweiligen Sport, doch war diese mehr durch Zweckmäßigkeit, als durch Prestigewert und Markenbewusstsein bestimmt. Das demonstrative zur Schau stellen der Ausrüstung, gerade bei Sportarten mit teurer Ausrüstung, greift immer mehr um sich.

Die Preise für die Ausrüstung sind kein unübliches Gesprächsthema, gerne werden besonders teure und neue Artikel auffällig positioniert. Nicht unüblich ist, insbesondere bei kommerziellen Veranstaltungen, dass Fotografen Aufnahmen oder Videobilder während der Tour machen. Diese dienen nicht selten nicht nur der persönlichen Erinnerung, sondern auch dem Prestigewert.

zu 10: Ein Gegentrend der Rückbesinnung auf Natur als Stätte der Ruhe und spiritueller Erfahrungsmöglichkeiten zeichnet sich ab.

Allerdings scheint sich eine Trendwende anzudeu-



Abbildung 10

Ein Come-back ruhiger Natursportarten und bewussten Naturerlebens zeichnet sich ab (Foto: Wessely H.).

ten. Vielen wird die Hektik und Leistungsbe-wahrung auch in der Freizeit mittlerweile zu viel. Der Wunsch nach Rückzug, Ruhe, Langsamkeit und Stille erlebt eine Renaissance, gut abzulesen an der Werbung, die oft Seismograph für Tendenzen im Outdoorsport ist. Die Brauerei Löwenbräu klebte in Oberbayern im Januar/ Februar 2001 eine viel beachtete Werbekampagne, die genau diesen Wunsch nach Ursprünglichkeit, Ruhe, gemütlichem Beisammensein illustrierte: Das Plakat zeigte eine auf einer kleinen Almlichtung im Wald gelege-ne kleine, gemütlich beleuchtete Holz-Hütte in der Abenddämmerung, im tief verschneiten Gebirge. 3 Skitourenläufer gehen auf diese Hütte zu, die so richtig einlädt zum Verweilen und Verschnaufen.

Auch in den Alpin-Zeitschriften spiegelt sich dieses Rückbesinnen wieder, häufig in Kombination mit der Suche nach neuen Formen der Spiritualität und Religiosität. In einer der 2001 erschienenen Ausgaben der DAV-Zeitschrift Panorama war im Teil der JDAV (= Jugend des Deutschen Alpenverein) ein langer Artikel über Bergmessen und Religiosität allgemein enthalten. Meditationswanderungen und Bergmessen finden guten Zulauf. Auch die vielen Touristikangebote zu Tai-Chi, Meditation, Feldenkrais etc. zeigen, dass immer mehr Menschen, ein Bedürfnis nach mehr Ruhe in der Freizeit haben. Dies wird sich sicherlich auch im Natursport in der nächsten Zeit wieder stärker bemerkbar machen. Das Artikelsortiment auf der Outdoor-Fachmesse in Friedrichshafen 2001 zeigte eine deutliche Wiederbelebung im Bereich des Wandersports, auch dies ein Anzeichen dafür, dass mit einem Come-back weniger actionträchtiger Natursportarten gerechnet wird (URBAN, mdl. 2001)

6. Was bedeuten diese Trends für den Naturschutz?

Der Naturschutz ist von den Trends in vielfacher Hinsicht betroffen. **Immer mehr Menschen ballen sich immer häufiger und immer länger in immer weniger werdenden geeigneten naturnahen Gebieten.**

Es sind also vier Faktoren, die hier zusammenstoßen:

- Fortschreitender Schwund an naturnahen Flächen
- Massenphänomen,

- räumliche Ausweitung der Sportausübung,
- jahres- und tageszeitliche Ausweitung der Sportausübung.

Weiter fortschreitender Schwund an naturnahen Flächen

Trotz aller Umwelterklärungen und Programme: Der Schwund an naturnahen Flächen setzt sich fort. Täglich (!) werden in Bayern 27,4 ha neu überbaut. Der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche liegt mittlerweile bei fast 10 % (StMLU, 2001). Die Situation in Österreich ist kaum günstiger. Die Verluste betreffen insbesondere naturnahe Landschaften. Oft ist dabei gar nicht so sehr die unmittelbar überbaute Fläche der große Eingriff, sondern der von der Baumaßnahme betroffene Umgriff. Man denke nur an Autobahnprojekte, die ein riesiges naturnahes Umfeld massiv entwerten. Nicht nur Großprojekte reduzieren die letzten Reste an natürlicher Landschaft. Der Natur setzen auch die vielen kleinen Baumaßnahmen, z.B. Alm- und Forstwegebauten, Erweiterungen von Schigebieten, neue Wander- und Radwege, zusätzliche Bootshäfen und neue Start- und Landeplätze für Luftsportfahrzeuge, immer noch immens zu. Selbst Naturschutzgebiete bleiben davon nicht verschont.

Massenphänomen

Wie in Kap. 4 bereits erläutert: es ist weniger die absolute Zahl der Sportler, die gestiegen ist, sondern die Ausübungshäufigkeit. Man fährt heute schneller als früher nachmittags in die Natur, trifft sich abends zum Joggen nicht in der nahegelegenen Grünanlage, sondern fährt 10 km, um dann in entlegener Natur zu joggen etc.. In einer auf Repräsentativität angelegten Untersuchung des DAV zum Skitourengehen, wurde festgestellt, dass die Befragten durchschnittlich 22 x pro Saison auf Skitour gehen (SCHEUERMANN, 2000).

Räumliche Ausweitung der Sportausübung

Der von der sportlichen Nutzung beanspruchte Raum vergrößert sich durch zwei sich gegenseitig verstärkende Entwicklungen. Zum einen werden Sportarten, wie Canyoning, Rafting, Drachen- und Gleitschirmfliegen, die nicht oder nur marginal an vorhandene Erschließungen gebunden sind, immer beliebter. Zum zweiten ist aber auch eine räumliche

Ausweitung der sportlichen Nutzung auch bei klassischerweise an Infrastruktur gebundenen Sportarten festzustellen. Nicht wenige Bergwanderer und Skitourengeher fühlen sich durch die an Spitzentagen anzutreffenden Massen an Erholungssuchenden, um ihren Sportgenuss, zu dem das Erleben der Einsamkeit gehört, gebracht. Sie weichen, um wenigstens einen Teil des Sportgenusses zu retten, auf unmarkierte Wege aus oder bewegen sich sogar abseits von Routen und Wegen.

Beide Entwicklungen führen dazu, dass sich Sportler in Gebieten aufhalten, in denen bislang kaum oder gar keine sportliche Nutzung ausgeübt wurde. Nicht selten war die Nutzungsintensität in diesen Gebieten insgesamt gering. Gerade diese ruhigen, nutzungsarmen Räume sind aber wichtige Rückzugsräume für seltene und charakteristische Tier- und Pflanzenarten, die durch die neue sportliche Nutzung von Fall zu Fall erheblich in Bedrängnis kommen können.

Zeitliche Ausweitung der Sportausübung

Problematisch ist auch die zeitliche Ausweitung der sportlichen Aktivität seit ca. 10 Jahren. Die Sportler sind sowohl jahreszeitlich wie auch tageszeitlich deutlich länger unterwegs als früher. Die Zeiten, in denen störfähige Tierarten unbeeinträchtigt durch Sportler sind, haben sich deutlich verkürzt. War z. B. das Bergwandern früher im wesentlichen auf das Sommerhalbjahr beschränkt, ist es mittlerweile - nicht zuletzt aufgrund der geringen Schneelage der meisten der letzten Winter - auch im Winter ein beliebter Sport geworden. Das Eisklettern entwickelt sich seit ein paar Jahren zu einer gefragten Nischensportart, die zuvor nur von ganz wenigen Extremsportlern ausgeübt worden war. Mountainbiking im Winter findet immer mehr Interessierte, mittlerweile gibt es sogar Mountainbiking-Rennen auf Skipisten. Selbst beim Wassersport - einer bis vor kurzem rein sommerlichen Domäne - gibt es Interesse an Wintertouren (mdl. Mitteilung beim Bayerischen Kanutag im März 2001 in Nürnberg).

Auch die tageszeitliche Sportaktivität weitet sich aus. Die Menschen kommen teilweise früher am Morgen, insbesondere bleiben sie abends länger. Nachtwanderungen und andere Nachtaktivitäten erfreuen sich insbesondere beim Bergwandern und Bergsteigen wegen ihres besonderen Erlebnischa-

Diese Darstellung kann die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen Natursport und den Arten und Lebensräumen in Natursportarealen nur kurz anreißen. Umfangreiche und detaillierte weitere Informationen finden sich in vielen Veröffentlichungen der Fachliteratur. Eine Übersicht über die vorliegende Fachliteratur enthält die periodisch aktualisierten Literaturliste „Sport und Natur“ des Kuratoriums Sport und Natur (München). Eine zusammenfassende Darstellung der Auswirkungen des Natursports auf Arten und Lebensgemeinschaften ist vom Autor dieses Beitrag im Jahrbuch 2000 des Vereins zum Schutz der Bergwelt erschienen (WESSELY, 2000).

racters und der Erlebnismöglichkeit von Einsamkeit gesteigener Bedeutung. Durch Beschreibungen in Alpin-Zeitschriften wird dieser Trend weiter angeheizt. Schon gibt es fast keinen bedeutenderen Fremdenverkehrsort und Veranstalter mehr, bei dem Fackelwanderungen und Biwaks „unterm Sternenzelt“ nicht zum Programm gehören.

7. Quellenverzeichnis

AGRICOLA, S., (2001):
Freizeit- Grundlagen für Planer und Manager; R. Oldenbourg Verlag, 403 S.

ANONYMUS, (1997):
15 Millionen Dauerradler; BIKE 6/97, S. 10

ANONYMUS (2001):
5. Garmisch MTB Classics Marathon - Ein Rennen für Alle !.- Freesports 4/2001

B.A.T. (2001):
website des British-American-Tobacco-Instituts (www.bat.de); Stand 1.2.01, Zusammenfassung zur Studie „Qualität im Tourismus)

BAYERISCHER LANDTAG, (2000):
Protokoll zur 48. Sitzung am 18.10.2000, Anlage 2, mdl. Anfrage von Fr. Paulig (BÜNDNIS 90/ DIE GRÜNEN)

BEIER, K. (1998):
Was reizt Menschen an sportlicher Aktivität in der Natur ?, Dissertation an der kulturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bayreuth, 398 S.

DÉFAGO, C. (2000):
Aus für den Hexenbesen - Neuerungen bei den Skitourenwettkämpfen.-Alpen 12/2000, Zeitschrift des Schweizer Alpen Clubs (S.A.C.)

DGF (1995):
Freizeit in Deutschland 1994/1995; Band 2 des Jahresbuches der Deutschen Gesellschaft für Freizeit, Eigenverlag der DGF, Erkrath, 179 S.

DRÜCKER, A. et al. (1999):
Online mit der Natur - Modernes Jugendwandern als sozioökologisches Erlebnis, Abschlussbericht; unveröff. Gutachten der Naturfreundejugend Deutschlands, Remagen-Rolandseck

FRIEDEL, G. (2001):
Quadrathlon - Immer wieder ein kleines Abenteuer; Freesports 2/2001, S.7

GOEDECKE, R.; N. MAILÄNDER, (o.D.):
Das Klettern in Deutschland - Eine Natursportart im Überblick; in: Konzeption für das Klettern in den außeralpinen Felsgebieten in Deutschland, Einleitungsteil; Hrsg: Deutscher Alpenverein, S. 15-30

HÖLZGEN, J. (1994):
Irrsinniger Wunsch nach Abwechslung; Der SPIEGEL, 29/1994, S. 83-90

KOTHBAUER, G., (2000):
Alpentourismus im 21. Jahrhundert - wohin geht die Reise ? Website des Deutschen Alpenvereins zur DAV-Naturschutzreferenten - Tagung 2000 in Oberstdorf

NOBEL-SAGOLLA, S. (2001):
Enger Gürtel schützt vor Urlaub nicht; Beilage der Süddeutschen Zeitung vom 9.2.2001

- OPASCHOWSKI, H. (1996):
Die Zukunft des Sports - zwischen Inszenierung und Vermarktung, B.A.T.-Freizeit-Forschungsinstitut, Harnburg, 68 S.
- OPASCHOWSKI, H. (1997):
Einführung in die Freizeitwissenschaft; Verlag Leske und Budrich, Opladen, 333 S.
- _____ (2000):
Xtrem - Der Kalkulierte Wahnsinn, Extremsport als Zeitphänomen, Germa Press Verlag, 160 S.
- PFLÜGER, G., (1999):
Spuren des Alpinsports; Trends-Fitness-Tourismus-Naturschutz; in Natur-Land Salzburg 2/ 1999; S. 60-62
- ROMEISS-STRACKE, F. (1997):
Vortrag bei den bayerischen Naturschutztagen, veranstaltet durch die ANL in der Stadthalle Rosenheim
- RTL, (2001):
Thema „Freizeitparks“ in der Sendereihe „Die große Reportage“ am 9.9.2001
- SCHEMEL, H.-J.; W. ERBGUTH, (1992):
Handbuch Sport und Umwelt, Meyer und Meyer-Verlag, Aachen, 405 S.
- SCHEUERMANN, M. (2000):
Mit Konsens zum Erfolg - 5 Jahre DAV-Projekt Skibergsteigen umweltfreundlich; PANORAMA (= DAV-Mitgliederzeitschrift) 2, S. 46
- SCHWARZ, A. (2001):
FIS-Boarder-Spektakel am Olyberg; Freesports, 2/2001, S. 4
- SIEGL, K. (1999):
Das Geschäft mit dem Naturerlebnis - Beispiel „faszina-tour Reisen“; Trends im Sport, Dokumentation des 7. Symposiums zur ökologischen Zukunft des Sports; Hrsg: Deutscher Sportbund, S. 33/34
- STETTNER, C. (1997):
Vortrag im Seminar Outdoorsport und Naturschutz der ANL in Rosenheim am 29./30.4.1997
- StMLU, (2001):
Website des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, Stand 9.9.2001
- STRASSMANN, B. (2001):
Die Instant-Unterhalter, DIE ZEIT 7/2001 vom 8.2.2001
- STROJEC, R.; A. BAUER, (1997):
Leitbild für natur- und landschaftsverträgliches Kanufahren, Natursport-Verlag Strojec, Rüsselsheim, 2
- WESSEL Y, H., (2000):
Überblick über die Auswirkungen von Outdoorsportarten auf Arten und Lebensgemeinschaften in den Alpen; Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 2000, S. 53 - 64
- WILKEN, T. (1996):
Leitbilder eines natur- und landschaftsverträglichen Skisports; Kongress „Leitbilder eines natur- und landschaftsverträglichen Sports“ des DNR (= Deutscher Naturschutzring), Eigenverlag DNR, Bonn, S.105-123
- WÖHRSTEIN, T. (1998):
Mountainbike und Umwelt - Ökologische Auswirkungen und Nutzungskonflikte, Pirrot-Verlag, Saarbrücken-Dudweiler, 206 S.
- Sowie mündliche Mitteilung von Thomas
URBAN, Kuratorium Sport und Natur am 29.8.2001 Seite 16 von 16

Anschrift des Verfassers:

Helga Wessely
Wilhelm-Keim-Str. 17
D-82031 Grünwald
e-mail: h.wessely@t-online.de

Regionale Indikatorarten: was bringen sie für die Naturschutzpraxis?

Jens SACHTELEBEN*

1. Problemstellung

Trotz einer Fülle an Arbeiten, die sich mit dem Thema „Bioindikation im Naturschutz“ beschäftigen (Überblick z.B. bei ZEHLIUS-ECKERT 1998), ist die Zahl der Veröffentlichungen überschaubar, die sich speziell mit der Regionalisierung von Indikatorarten befassen (z.B. ALTMOOS 1998, BLAB 1990, GROSSER & RÖTZER 1998). Auf der anderen Seite gibt es viele Arbeiten, in denen die Indikation ganz offensichtlich auf einen bestimmten, fest definierten Raum bezogen wird, ohne dass explizit von „regionalen Indikatorarten“ die Rede ist (z. B. FOECKLER 1990). Im folgenden soll daher versucht werden, anhand mehrerer Beispiele aus Bayern Antworten auf folgende Fragen zu finden:

- Inwieweit hat die Regionalisierung von Indikatorarten bisher schon Eingang in die Naturschutzpraxis gefunden?
- Welche Vorteile sind damit verbunden?
- Welcher Handlungsbedarf besteht für die Zukunft?

2. Definitionen

Die mit dem Thema verbundenen Begriffe „Indikatorart“, „Regionalisierung“ und „Naturschutz“ werden in der Literatur nicht einheitlich gebraucht. In dieser Arbeit werden sie wie folgt definiert:

- *Indikatorart*: ZEHLIUS-ECKERT (1998) hat die bisherigen Definitionen im Bereich der Bioindikation zusammengestellt und Vorschläge zur Abgrenzung der einzelnen damit verbundenen Begriffe erarbeitet. Der Begriff „Indikatorart“ ist in diesem Zusammenhang ein Oberbegriff: er umfasst alle Arten, die in irgendeiner Weise bioindikatorisch von Bedeutung sein können – unabhängig davon, ob es sich dabei um Klassifikations-, Zustands- oder Bewertungs- bzw. Zielindikatoren handelt.
- *Regionalisierung*: Bisher existiert offenbar – mit Ausnahme der Verwendung in der Landesplanung – noch keine eindeutige Definition des Begriffes „Region“. BLAB (1990) bezieht den Begriff beispielsweise auf einen relativ kleinen Raum (das Drachenfelder Ländchen), während ALTMOOS (1998) empfiehlt, dass „die Untergrenze von Bezugsregionen aber mindestens 100

km² betragen“ soll. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg wird die Region zwischen den Ebenen „Kreis/Gemeinde“ und „Land“ angesiedelt, orientiert sich also an den landesplanerischen Größenordnungen (z. B. RECK et al. 1994). In dieser Arbeit wird „Regionalisierung“ weit definiert: von „Regionalisierung“ wird dann gesprochen, wenn der Bezugsraum kleiner ist als ein Vergleichsraum und durch gleiche Eigenschaften (gleich welcher Art) definiert werden kann. Der Bezugsraum kann im Extremfall die Landesfläche betragen (z.B. bei der „Regionalisierung“ der Roten Liste: Bundesliste versus Landesliste) oder nur einen kleinen Planungsraum umfassen (z.B. im Rahmen der Umsetzung eines einzelnen Naturschutzprojektes).

- *Naturschutz*: Der Begriff „Naturschutz“ folgt hier der Definition, wie sie den einschlägigen Gesetzestexten (z. B. BNatSchG, BayNatSchG) zu entnehmen ist, beschränkt sich also nicht nur auf den Schutz von Arten und Biotopen, sondern umfasst auch andere Schutzgüter (z.B. Boden, Wasser, Luft/Klima, Landschaftsbild etc.).

3. Standortbestimmung: Wo werden bisher schon Indikatorarten auf regionaler Ebene berücksichtigt?

In der Naturschutzarbeit hängt die Größe des Bezugsraumes ganz entscheidend vom Planungsobjekt und der Fragestellung ab. In Bayern kann er im Extremfall auf der einen Seite eine einzelne Fläche, auf der z.B. eine konkrete Maßnahme durchgeführt wird, auf der anderen Seite die gesamte Landesfläche umfassen. Auf fast jeder dieser räumlichen Ebenen wurden bisher Versuche unternommen Indikatorarten zu regionalisieren (Tab. 1).

Auf der Landesebene – der Freistaat Bayern – sind regionalisierte Indikatorarten im wesentlichen durch die Bayerische Rote Liste eingeführt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1992, SCHÖNFELDER 1987). Diese indizieren den Gefährdungsgrad der Arten und damit indirekt auch andere Parameter wie beispielsweise die Wertigkeit einer Fläche. Weniger bekannt, da leider bisher noch nicht veröffentlicht und von daher nur den Naturschutzbehörden zugänglich, sind Artenlisten im Band I des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes, die die nationale bzw. internationale Verantwortung Bayerns für den Erhalt bestimmter Arten definieren (Tab. 2). Diese

* Vortrag bei der ANL-Fachtagung „Regionale Indikatorarten“ am 26.-27. Januar 2000 in Freising (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

Tabelle 1

Verwendung von Indikatorarten im Arten- und Biotopschutz in Bayern

* = im Sinne der Landesplanung

Räumliche Ebene	Verwendung von Indikatorarten im Arten- und Biotopschutz
Land	Rote Liste Bayerns; Liste der Arten, für die Bayern eine nationale oder internationale Verantwortung hat (ABSP, Band I, Anhang A1, vgl. Tab. 2)
Bezirk	Rote Listen in Mittel-, Ober- und Unterfranken, der Oberpfalz und Schwaben, meist zu Gefäßpflanzen (LEIBL 1994, KRACH & NEZADAL 1995, MEIEROTT et al. 1984, MERKEL & WALTER 1988, STURM 1984)
Region*	-
Naturraum	Vereinzelt Rote Listen (z.B. KRACH & NEZADAL 1995, MERKEL & WALTER 1988);
Landkreis	Landkreisbedeutsame Arten im ABSP (vgl. STURM 1992)
Naturschutzprojekte	in maximal 80 % der größeren Naturschutzprojekte Definition von Ziel- und Leitarten (SACHTELEBEN 1998)
Gemeinde	in Landschaftsplänen nur ausnahmsweise Verwendung von Indikatorarten; in ausgewählten Verfahren der Ländlichen Entwicklung (vgl. BAYSTMELF 1996)
Schutzgebiet	aus den Pflege- und Entwicklungspläne in der Regel ableitbar; einzelne Fachveröffentlichungen (z.B. ALTMOOS 1998)

Definition stellt eine Regionalisierung gegenüber der nationalen bzw. internationalen Ebene dar. Auch auf Bezirks- und Naturraumebene beschränken sich die Versuche der Regionalisierung von Indikatorarten auf die Formulierung entsprechender Roter Listen (Tab. 1).

Auf der Ebene der Landkreise wurden mit den „landkreisbedeutsamen Arten“ regionalisierte Indikatorarten eingeführt, die sich inzwischen bewährt haben (vgl. STURM 1992). Diese sind mit einer Roten Liste auf Landkreisebene vergleichbar und umfassen Arten, für die der betroffene Landkreis aus arealgeografischen Gründen (Randvorkommen oder Arealvorposten einer Art) eine besondere Verantwortung hat, bzw. weil die Arten einen im Landkreis besonders gefährdeten Lebensraumtyp kennzeichnen oder im Landkreis einen Verbreitungsschwerpunkt haben. Der Anteil der Arten, die als landkreisbedeutsam definiert wurden, aber weder auf der deutschen noch auf der bayerischen Roten Liste verzeichnet sind, kann je nach Taxon und Landkreis teilweise sehr hoch sein (Abb. 1).

In Naturschutzprojekten, in denen sich eine Indizierung verschiedener naturschutzrelevanter Zustände anhand von Leit- und Zielarten förmlich anbietet, zum Teil in Hinblick auf eine möglichst günstige Kosten-/Nutzen-Relation sogar notwendig ist (SACHTELEBEN 1998), werden in maximal 80 % der Projekte entsprechende Artenkollektive definiert (Abb. 2). Bei der zugrundeliegenden Auswertung ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den daraufhin näher untersuchten 20 Projekten um überdurchschnittlich „gute“ Projekte handelt, die tatsächlichen Verhältnisse also eher beschönigt werden. Deutlich wird jedoch, dass einige Taxa, insbesondere Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Libellen, Tagfalter und Vögel regelmäßig zur Indikation herangezogen werden, während andere Gruppen

nur selten berücksichtigt werden (Abb. 2).

Im Rahmen der Naturschutzprojekte werden nicht nur der naturschutzfachliche Wert, sondern auch andere Parameter indiziert (Abb. 3): So werden bei einem Großteil der Taxa die für das Projektgebiet spezifischen Habitatansprüche der einzelnen Leit- und Zielarten nahezu vollständig berücksichtigt. Die spezifische Bestandssituation und -entwicklung innerhalb des Projektgebietes wird nur noch bei einem Teil der Gruppen regelmäßig involviert. Spezifische Raumansprüche – z.B. hinsichtlich von Flächengrößen und maximal tolerierbarer Isolation – spielen bei der Indikation bisher nur eine untergeordnete Rolle.

Auf der Ebene der Gemeinde und im Rahmen von Verfahren der ländlichen Entwicklung werden Indikatorarten nur selten berücksichtigt (z.B. RIEDL et al. 1994). Für Naturschutzgebiete werden Indikatorartengruppen zwar selten explizit definiert, lassen sich aber aus den meist umfangreichen Gutachten zumindest indirekt ableiten. Darüber hinaus beschäftigen sich einzelne Fachveröffentlichungen mit dem Thema (z.B. ALTMOOS 1998).

Außerhalb des Arten- und Biotopschutzes spielt die Indikation durch Pflanzen- und Tierarten zum Teil eine große Rolle (Beispiele sind der Saprobienindex für Gewässer, z. B. STMLU 1996, die Feuchtezeigerkartierung für die Beschreibung von Bodenpotenzialen im Rahmen des Stadt-ABSP, z.B. in Nürnberg, MLNARIK, unveröff., und Flechtenkartierungen zur Abschätzung der Immissionsbelastung, z.B. GOPPEL 1984). Bei vielen dieser Untersuchungen muss eine Vergleichbarkeit zwischen einzelnen Gebieten gewährleistet sein, weshalb die Regionalisierung von Indikatororganismen in diesem Zusammenhang bisher kaum thematisiert wurde.

Fortsetzung S. 45

Tabelle 2

Ausschnitt aus dem Anhang A1 des Band I des ABSP: Liste der Arten, für die Bayern eine nationale oder internationale Verantwortung hat.

Gefährdung:

RL-B = Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1992)

RL-D = Rote Liste Deutschlands nach BFN (1998)

Europa = TUCKER & HEATH (1994) für Vögel, SMIT & VAN WIJNGAARDEN (1981) für Säuger, NÖLLERT & NÖLLERT (1992) für Amphibien, LELEK (1987) für Fische, KUDRNA (1986) für Tagfalter

Welt = Gefährdung nach IUCN (= International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) 1996: 1996 Red List of Threatened Animals

Bedeutung:

(D) = Bayern trägt mit wenigen anderen Bundesländern die überwiegende Verantwortung für die Erhaltung der stark gefährdeten oder vom Aussterben bedrohten Art in Bezug auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland

D = Bayern trägt die überwiegende Verantwortung für die Erhaltung der Art in Bezug auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland

D! = Bayern trägt die alleinige Verantwortung für die Erhaltung der Art in Bezug auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland

D! = in Bayern letztes Vorkommen der gesamten Bundesrepublik Deutschland

(E) = in Bayern vorkommende Art bzw. Unterart mit sehr kleinem Gesamtareal

E = endemische Art (internationale Bedeutung): Bayern trägt die alleinige oder überwiegende Verantwortung zur Erhaltung der Art in der Welt

E ! = weltweit letztes Vorkommen: Bayern trägt die alleinige Verantwortung zur Erhaltung der Art in der Welt

Eu = europaweit gefährdete Arten, die in den entsprechenden Roten Listen als „endangered“, „vulnerable“, „threatened“ oder „declining“ eingestuft werden: Bayern trägt aufgrund der insgesamt starken Gefährdung eine hohe Verantwortung zur Erhaltung der Art

W = weltweit gefährdete Art: Bayern trägt aufgrund der insgesamt starken Gefährdung eine hohe Verantwortung zur Erhaltung der Art

FFH: Arten laut FFH- oder Vogelschutzrichtlinie

Lateinischer Name (Deutscher Name)	Gefährdung				Bedeutung		FFH
	RL-B	RL-D	Europa	Welt	national	international	
Säugetiere							
Apodemus alpicola (Alpenwaldmaus)	4S	R			D		
Barbastella barbastellus (Mopsfledermaus)	1	1		V	(D)	W	FFH
Capra ibex (Alpensteinbock)	4S	R			D		
Castor fiber (Biber)	3	3		LR:nt	(D)		FFH
Dryomys nitedula (Baumschläfer)	2	2		LR:nt	D		
Eliomys quercinus (Gartenschläfer)	4R			V		W	

Sorex alpinus (Alpenspitzmaus)	3	2			D		
Vögel							
Actitis hypoleucos (Flußuferläufer)	1	3			D		
Aegolius funereus (Rauhfußkauz)	4R	-					VR
Alcedo atthis (Eisvogel)	2	3	DC			Eu	VR
Anas querquedula (Knäkente)	2	3	V			Eu	VR

Tetrao urogallus (Auerhuhn)	1	1			D		VR
Tichodroma muraria (Mauerläufer)	4S	R			D		
Reptilien							
Elaphe longissima (Äskulapnatter)	1	1			D		
Emys orbicularis (Sumpfschildkröte)	1	1		LR:nt			FFH
Lacerta hoverthi (Kroatische Gebirgseidechse)		D			D!	(E)	

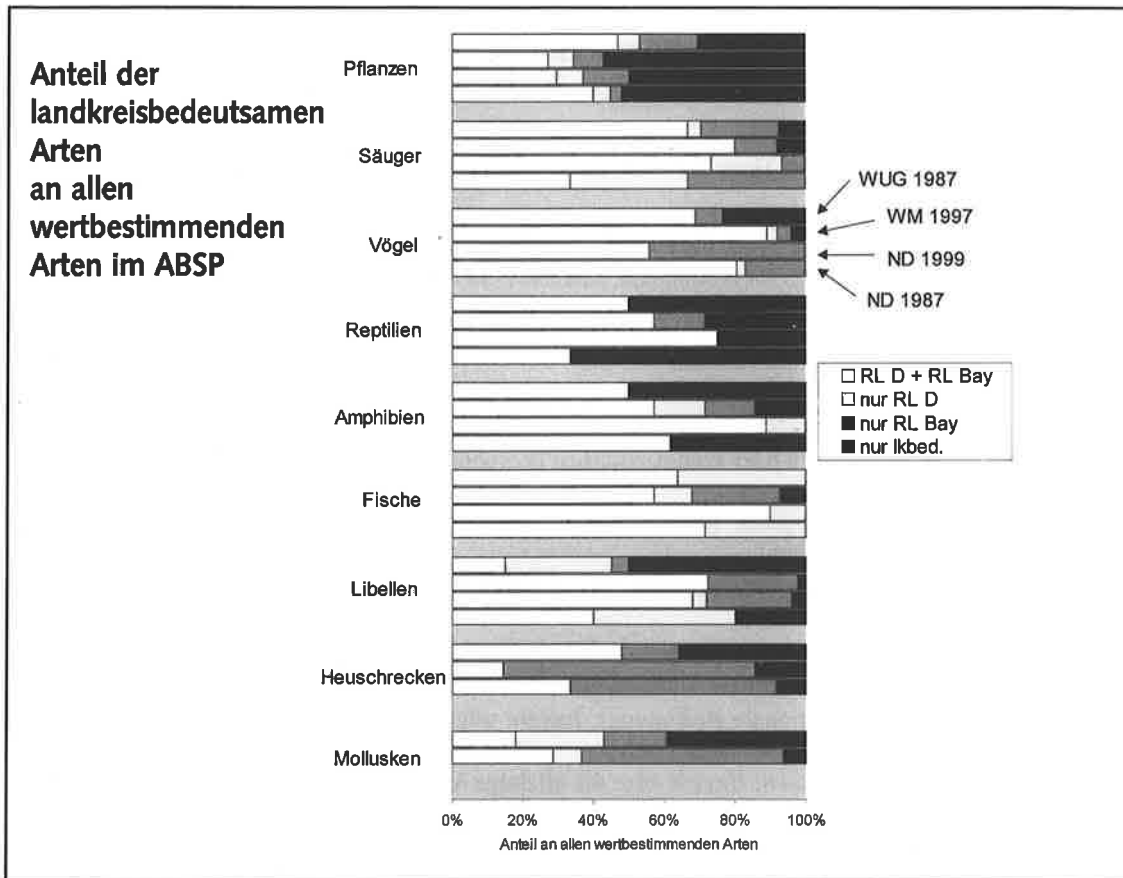


Abbildung 1

Anteil ausschließlich landkreisbedeutsamen Arten an allen wertbestimmenden Arten in Abhängigkeit von der jeweiligen taxonomischen Gruppe am Beispiel der ABSP-Bände Weißenburg-Gunzenhausen (1987), Weilheim-Schongau (1997) und Neuburg-Schrobenhausen (erste Fassung 1987, Aktualisierung 1999)

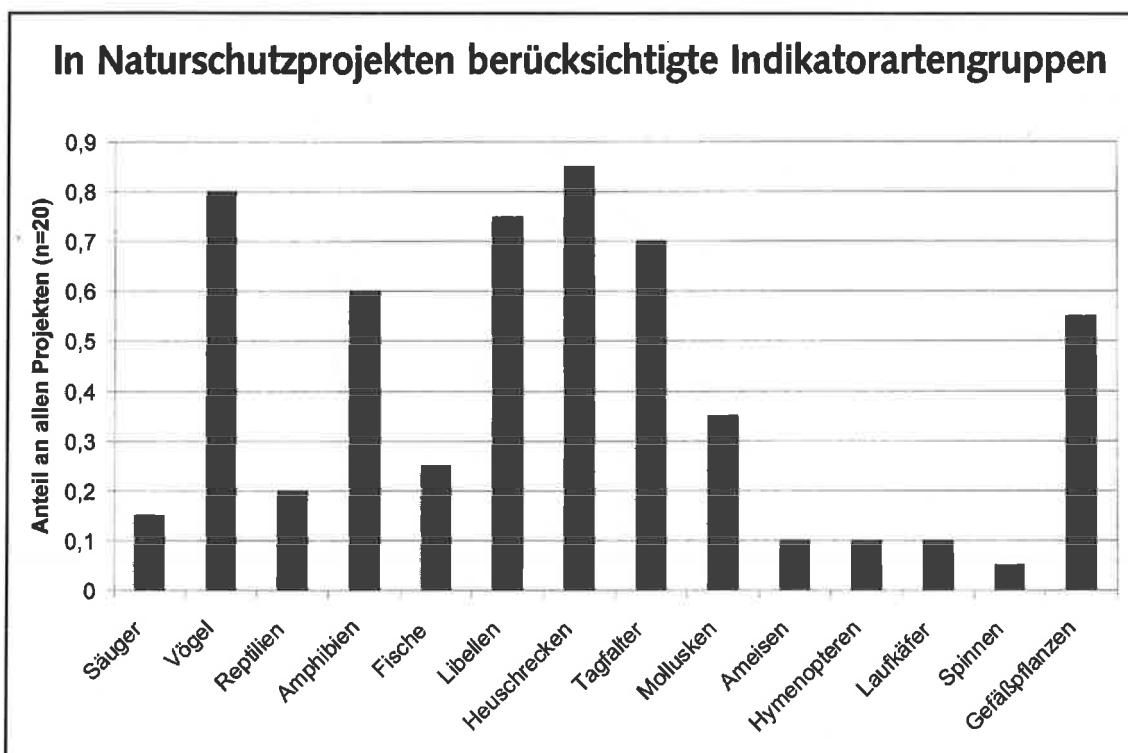


Abbildung 2

In größeren Naturschutzprojekten zur Umsetzung des ABSP bzw. zur Realisierung des landesweiten Biotopverbundes berücksichtigte Indikatorartengruppen (n = 20)

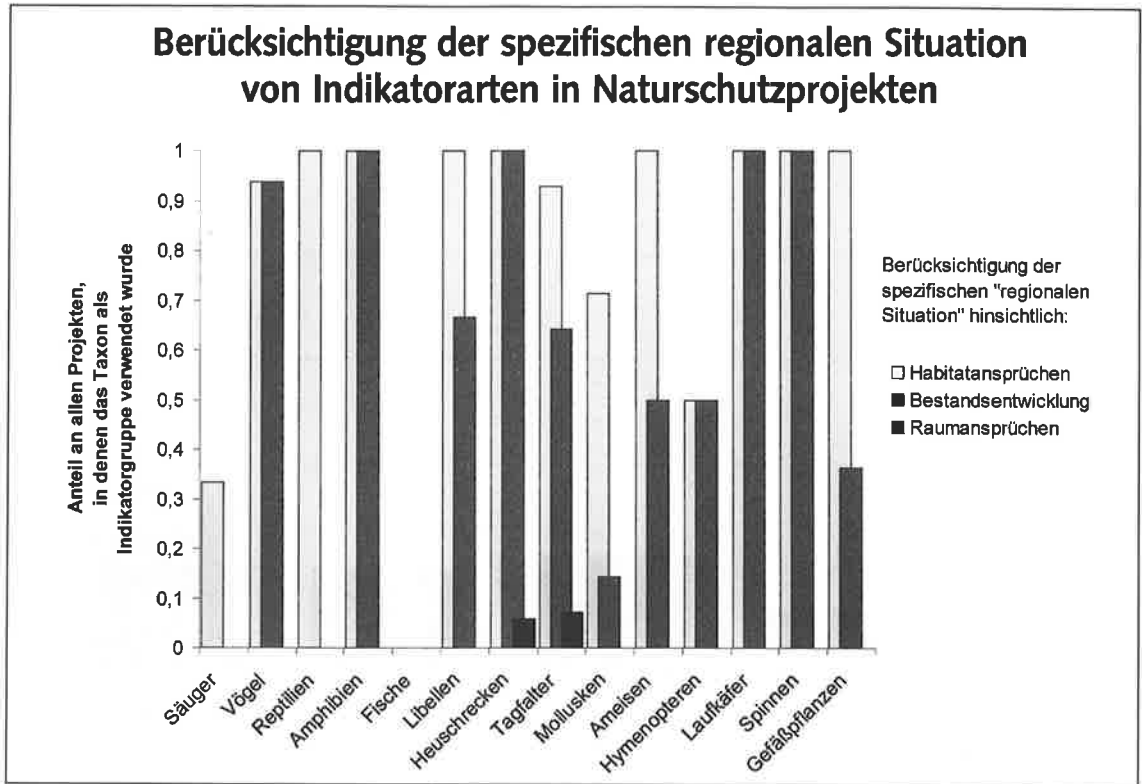


Abbildung 3

Berücksichtigung der spezifischen regionalen Situation von Indikatorarten in Naturschutzprojekten hinsichtlich verschiedener naturschutzrelevanter Parameter

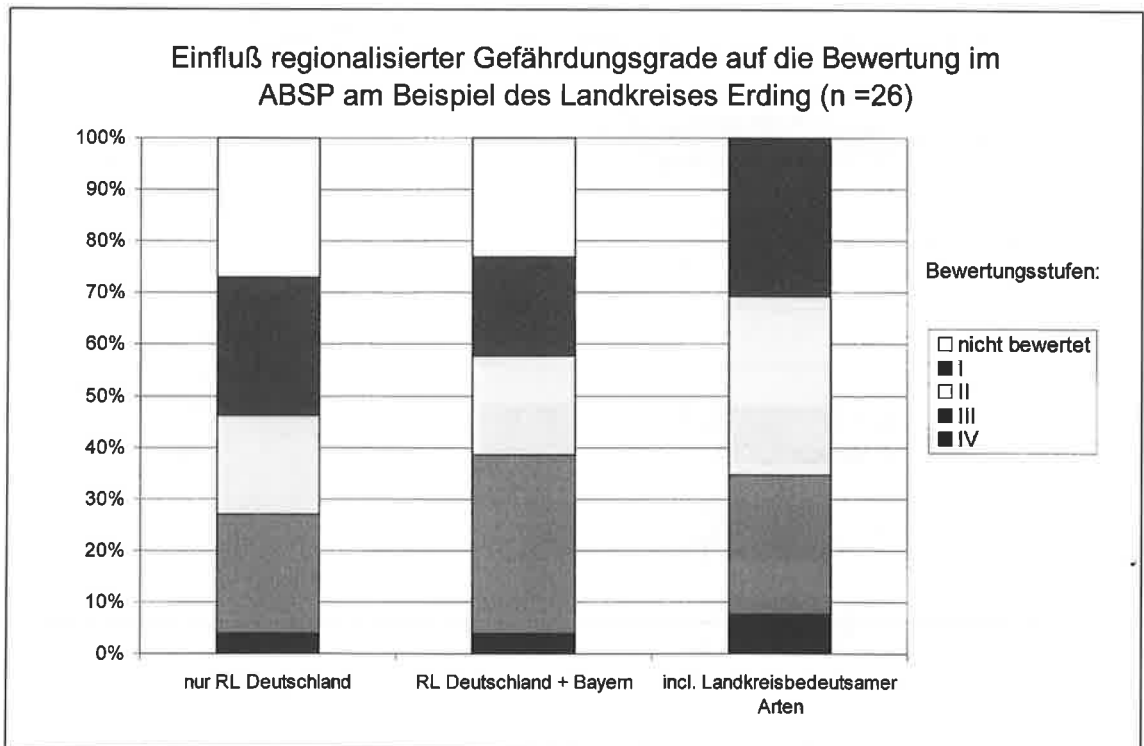


Abbildung 4

Einfluß regionalisierter Gefährdungsgrade auf die Bewertung im ABSP am Beispiel des Landkreises Erding: Bewertung von 26 Biotopen unter Berücksichtigung des Status in der Roten Liste Deutschlands, der Roten Liste Deutschlands und Bayerns und unter Berücksichtigung sowohl des Rote-Liste-Status als auch der Klassifizierung als landkreisbedeutsame Art

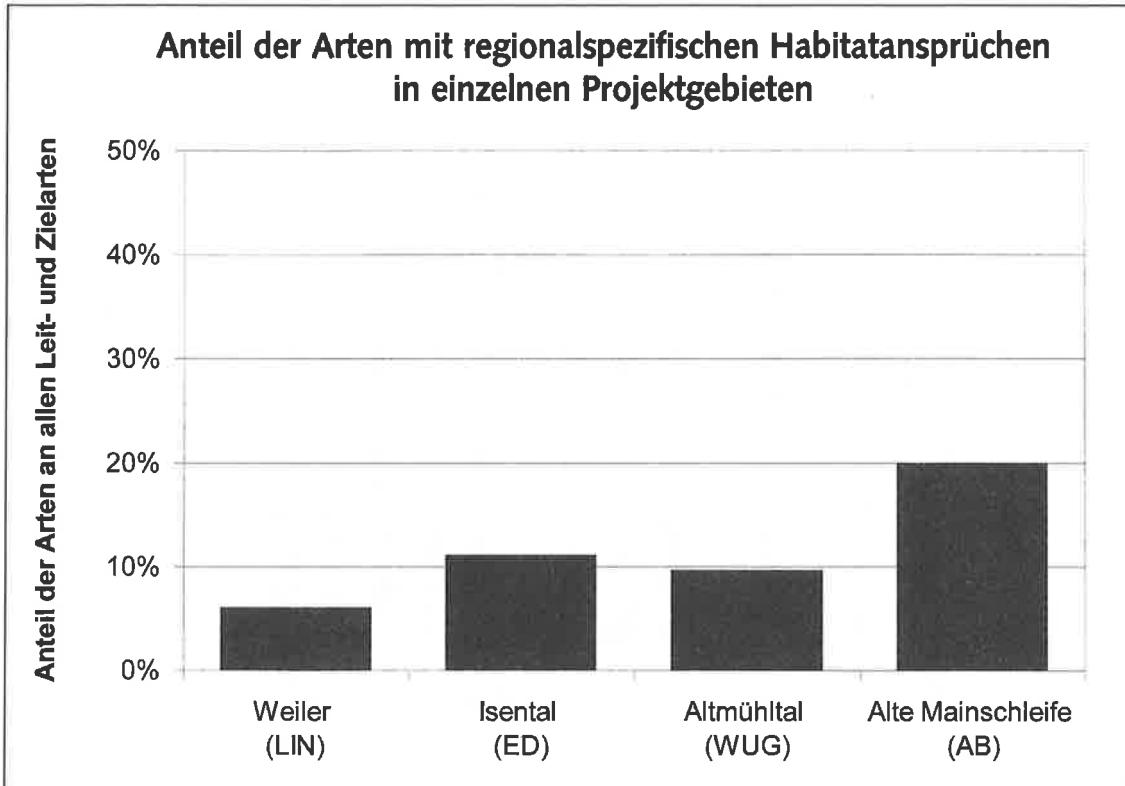


Abbildung 5

Anteil der Ziel- und Leitarten mit regionalspezifischen Habitatansprüchen in vier Projektgebieten zur Umsetzung des ABSP bzw. des landesweiten Biotopverbundes

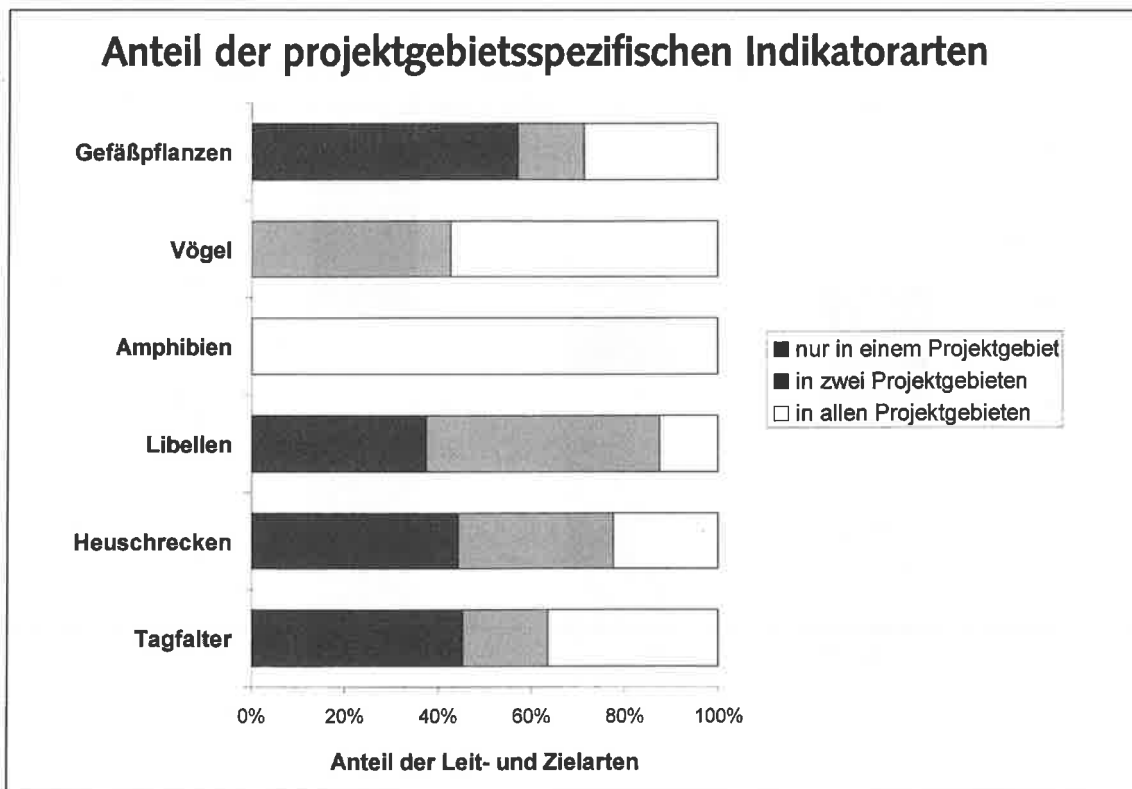


Abbildung 6

Anteil der projektspezifischen Indikatorarten in drei größeren Naturschutzprojekten im Landkreis Erding: Projekte „Moosinning“, „Sempt-/Schwillachtal“ und „Isental“

4. Beispiele: was bringt die Regionalisierung von Leitarten?

Die Notwendigkeit der Regionalisierung von Indikatorarten kann anhand verschiedener Beispiele dokumentiert werden:

Unterschiede in der naturschutzfachlichen Bewertung werden bei der Bearbeitung des ABSP besonders deutlich. Wird nur der Rote-Liste-Status der Arten berücksichtigt, kann ein Teil der Lebensräume nicht bewertet werden (Abb. 4). Wird dagegen auch die Einstufung als landkreisbedeutsame Arten in die Bewertung miteinbezogen, können zum einen (fast) alle Lebensräume bewertet werden, zum anderen sind höhere Einstufungen oder andere Wertstufen die Folge (Abb. 4).

Regionalspezifische Habitatansprüche von Indikatorarten sind wenigstens teilweise relevant: so haben in vier näher analysierten Projektgebieten bis zu 20 % der aufgeführten Ziel- und Leitarten regionalspezifische Ansprüche (Abb. 5).

Schließlich muss berücksichtigt werden, dass schon lokale Unterschiede im Artenbestand eine Regionalisierung von Indikatorartenlisten erforderlich macht. Dies wird am Beispiel von drei größeren Naturschutzprojekten im Landkreis Erding deutlich (Abb. 6): Alle drei Projektgebiete sind durch größere Niedermoorbereiche gekennzeichnet und liegen nicht mehr als 20 km auseinander, zwei der Projektgebiete liegen im selben Naturraum. Nur bei den Amphibien sind die Ziel- und Leitarten in allen drei Projektgebieten identisch. Bei den anderen Taxa kommen viele Arten nur in zwei von drei Gebieten vor oder sind ausschließlich auf ein Gebiet beschränkt.

Von elementarer Bedeutung sind auch regionalspezifische Unterschiede in den Raumansprüchen der einzelnen Arten. So kommt zum Beispiel der Enzian-Amesbläuling (*Maculinea alcon*) im Projekt „Viehlaßmoos“ (Landkreis Erding) nur auf einem Standort vor. Es handelt sich um den einzigen für die Art geeigneten Habitat der Art innerhalb des Projektgebietes. Unter der Prämisse, dass die Art im Projektgebiet überleben soll, ist also der Erhalt und die Optimierung dieses einen Standortes von elementarer Bedeutung. Demgegenüber kommt der Falter im Projekt „Auerbergländ“ (Landkreise

Ostallgäu und Weilheim-Schongau) auf mehr als 25 Standorten vor. Auf diesen können regelmäßig Aussterbe- und Wiederbesiedlungsprozesse beobachtet werden (der turnover beträgt 11 %), so dass im Durchschnitt nur 53 % der geeigneten Standorte besiedelt sind. Von daher steht in diesem Projekt weniger der Erhalt und die Optimierung einzelner Standorte im Vordergrund, als vielmehr die Stabilisierung des Gesamtsystems (z.B. unter Berücksichtigung von Vorkommensfunktionen, vgl. Abb. 7): dazu gehört neben der Minimierung des Aussterberisikos durch eine Optimierung insbesondere größerer Flächen die Sicherung der Wiederbesiedlungsmöglichkeiten durch die Verhinderung weiterer Ausbreitungsbarrieren.

5. Defizite: was könnte besser sein?

Trotz zum Teil kontroverser Diskussion steht die Notwendigkeit der Verwendung von Indikatorarten – insbesondere von Ziel- und Leitarten – im Naturschutz in Hinblick auf eine Optimierung des Kosten-/Nutzen-Verhältnisse entsprechender Erhebungen inzwischen außer Frage (vgl. SACHTELEBEN 1998). Das vorliegende Heft und auch dieser Beitrag haben darüber hinaus gezeigt, dass auch die Regionalisierung von Indikatorarten zumindest in Teilbereichen des Naturschutzes (vor allem des Arten- und Biotopschutzes) von großer Bedeutung ist. Vor diesem Hintergrund und aktuellen Erfahrungen in der Naturschutzpraxis können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die Verwendung von Ziel- und Leitarten sollte im Arten- und Biotopschutz selbstverständlich sein, ist es aber nicht (SACHTELEBEN 1998). Der konsequente Einsatz entsprechender Artenkollektive ist zunächst einmal Grundvoraussetzung für eine effiziente Naturschutzarbeit.
- Die Festlegung von regionalisierten Artenlisten ist demgegenüber sekundär und folgt zum Teil automatisch innerhalb des Planungsprozesses. Auch eine Instrumentalisierung (z.B. über die Festlegung einer einheitlichen Methodik) erscheint gegenüber der Beseitigung des Grundproblems (mangelnde Verwendung von Indikatorarten) weniger relevant zu sein.
- Weitere autökologische Untersuchungen an einzelnen naturschutzrelevanten Arten sind sicherlich auch in Zukunft wichtig. Zunächst sollte je-

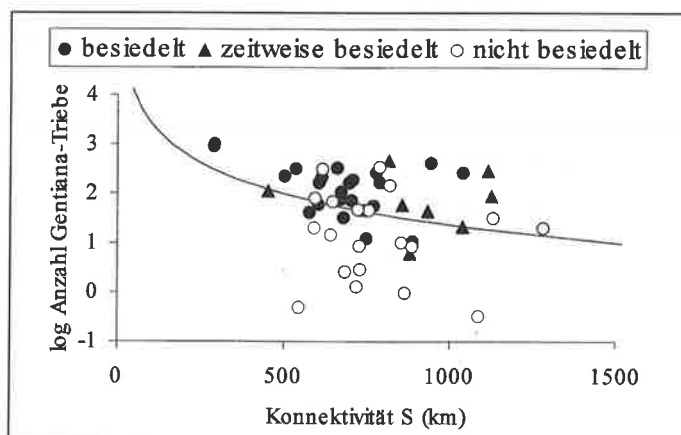


Abbildung 7

Vorkommensfunktion des Enzian-Amesbläulings *Maculinea alcon* im Projekt „Auerbergländ“. Dargestellt sind der Bestand an Fraßpflanzen (*Gentiana asclepiadacea* und *G. pneumanthe*) als Maß für das Populationsgrößen-Potenzial und die Konnektivität aller als Habitat geeigneten Flächen (ausgefüllt = besiedelt, nicht ausgefüllt = nicht besiedelt). Die Konnektivität ist umgekehrt proportional zur Isolation einer Fläche. Die Linie entspricht einer Vorkommenswahrscheinlichkeit von 50 %, für Flächen oberhalb der Linie ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit entsprechend höher, für Flächen unterhalb der Linie niedriger.

doch versucht werden, die Fülle des vorhandenen Wissens zusammenzutragen und allgemein verfügbar zu machen.

- Großer Bedarf besteht bei der Beurteilung der spezifischen Raumannsprüche einzelner Arten in den jeweiligen Bezugsräumen. Hier ist die Differenz zwischen Wissensdefizit einerseits und der naturschutzfachlichen Bedeutung andererseits am größten.

6. Literatur

ALTMOOS, M. (1998):

Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön. - Lauf. Sem.beitr. 8/98: 127-156.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1992):

Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. - Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 111.

BAYSTMELF (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg.) (1996):
Planung von lokalen Biotopverbundsystemen, Band 2: Anwendung in der Praxis. - Materialien 32/1996.

BFN (Bundesamt für Naturschutz) (1998):

Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Bonn.

BLAB, J. (1990):

Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung „Regionaler Leitartengruppen“ mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 121-134.

FOECKLER, F. (1990):

Die Bewertung von Lebensräumen auf der Basis ihrer biozönotischen Charakterisierung - am Beispiel von Wassermolluskengesellschaften in Donau-Augewässern. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 143-164.

GOPPEL, C. (1984):

Emitentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen. - Ber. ANL 8: 4-21.

GROSSER, N. & B. RÖTZER (1998):

Realisierbarkeit eines Zielartenkonzeptes auf regionaler Ebene - Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth/Oberpfalz. - Lauf. Sem.beitr. 8/98: 121-126.

KRACH, E. & W. NEZADAL (1995):

Liste der Gefäßpflanzen Mittelfrankens mit Angaben zu Häufigkeit und Gefährdungen in den einzelnen Naturräumen (Rote Liste Mittelfranken). - Regierung v. Mittelfranken.

KUDRNA, O. (1986):

Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tag- und Nachtschmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutzproblematik in der Bundesrepublik Deutschland. - Nachr. Ent. Ver. Apollo, Frankf., Suppl. 6, 1-90.

LEIBL, F. (1994):

Verzeichnis der Säugetiere der Oberpfalz und ihr Gefährdungsgrad. - Acta Albertina Ratisbonensis 49: 29-36.

LELEK, A. (1987):

Threatened fishes of Europe. - The Freshwater fishes of Europe 9; Wiesbaden.

MEIEROTT, L., RITSCHEL-KANDEL, G. & V. WIRTH (1984):

Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Unterfranken. - Regierung v. Unterfranken.

MERKEL, J. & E. WALTER (1988):

Liste aller in Oberfranken vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen und ihre Gefährdung in den verschiedenen Naturräumen. - Regierung v. Oberfranken.

NÖLLERT, A. & C. NÖLLERT (1992):

Die Amphibien Europas. Bestimmung - Gefährdung - Schutz. - Stuttgart.

RIEDL, B., A. PIRKL & R. THEURER (1994):

Planung von lokalen Biotopverbundsystemen, Band 1: Grundlagen und Methoden. - Materialien zur Ländlichen Entwicklung in Bayern 31, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), München.

RECK, H., R. WALTER, E. OSINSKI, G. KAULE, T. HEINL, U. KICK & M. WEISS (1994):

Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes. - Lauf. Sem.beitr. 4/94: 65-94.

SACHTELEBEN, J. (1998):

Von der Theorie in die Praxis - zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten. - Lauf. Sem.beitr. 8/98: 157-164.

SCHÖNFELDER, P. (1987):

Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. - Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 72.

SMIT, C.J. & A. VAN WIJNGAARDEN, (1981):

Threatened Mammals in Europe. - In: Handbuch der Säugetiere Europas, Ergänzungsband. Wiesbaden.

STMLU (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (Hrsg.) (1996):

Wasserwirtschaft in Bayern: Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. - München.

STURM, P. (1984):

Die Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen des Regierungsbezirks Schwaben mit vegetationskundlichen Untersuchungen der Halbtrockenrasen im voralpinen Moor- und Hügelland. - Dipl.arb. Univ. Regensburg.

STURM, P. (1992):

Die Listen landkreisbedeutsamer Arten im ABSP. - Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 100: 69-74.

TUCKER, G.M. & M.F. HEATH (1994):

Birds in Europe: their conservation status. - BirdLife Conservation Series 3, Cambridge.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998):

Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung - Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. - Lauf. Sem.beitr. 8/98: 9-32.

Anschrift des Verfassers:

Jens Sachteleben
Projektgruppe ABSP
PAN Partnerschaft
Rosenkavalierplatz 10
81925 München
info@pan-partnerschaft.de

Regionalisierung ökologischer Ansprüche bei den Heuschrecken Bayerns?

Helmut SCHLUMPRECHT *

Summary

The article describes the differences of ecological niches of grasshoppers and locusts (Insecta, Orthoptera) on a regional scale in Bavaria, based upon a preliminary analysis of distribution data of the forthcoming „Atlas of Bavarian grasshoppers and locusts“. In Bavaria the main causes of regionally different ecological niches are the altitude (from 110 to 2700 m above sea level), patchy distributed habitat types on a regional scale, climate, and for historical reasons constrained distributions of some species. Two examples (*Stethophyma grossum* and *Myrmeleotettix maculatus*) are discussed in detail. For further species differences in used habitats are outlined. The analysis shows that living in different habitat types on a regional scale is a common feature of the bavarian grasshopper fauna. For applied aspects like nature conservation planning oder bioindication there are the following main consequences:

- Conflicting statements in the literature about used habitats or the value of a certain species for bioindication can be the result of different ecological niches on a regional scale and can depend on the investigation area.
- Applied aspects in nature conservation like the function of a species as an „target species“ or an „indicator species“ can be valid in some regions but in others not. Statements about a species' usefulness or quality as an „nature conservation indicator“ need the explicit specification of the space or area the assumed or investigated relation is valid. There are no „indicator species“ per se: the indicated habitat characteristics can depend on the space of concern.
- If species are used as indicators of the ecological quality of habitats then it is necessary to describe exactly (or quantitatively) the indicated habitat qualities and to give a reference to the survey area and its characteristics (climate, altitude, distribution of habitats and so on).

1. Einleitung

Heuschrecken werden in der Naturschutz- und Landschaftsplanung häufig erfasst, bewertet und als „Zeiger- oder Leitarten“ verwendet. Aufgrund ihrer überschaubaren Artenzahl und guten Bestimmbarkeit, ihrer oft engen Bindung an bestimmte Biotoptypen und weitere Umweltfaktoren sowie

umfangreicher Literatur (vgl. DETZEL 1998, INGRISCH & KÖHLER 1998) sind sie eine seit Jahren gebräuchliche Artengruppe in naturschutzfachlichen Gutachten und Planungen.

Die Abhängigkeit von bestimmten Umweltfaktoren, z.B. Groß- und Mikroklima, Nutzungsintensität und Raumstruktur bewirkt, dass sie in Bayern vielfältige Lebensräume in typischen Artenkombinationen besiedeln. Sie sind daher eine geeignete Artengruppe, ökologische Ansprüche auf regionale Unterschiede zu prüfen und für die naturschutzfachliche und planerische Praxis aufzubereiten.

2. Datengrundlagen zur Regionalisierung ökologischer Ansprüche

2.1 Artenschutzkartierung

Die folgenden Ausführungen bauen auf den gespeicherten Nachweisen der Artenschutzkartierung (ASK) des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz auf. Sie sind während der Arbeiten des Autors am Heuschreckenatlas Bayern (Bayer. LfU, in Vorb.) entstanden und beruhen meist auf dem Datenstand vom Dezember 1999. Die ASK wurde 1980 angelegt und stellt als landesweite Artendatenbank eine wichtige Fachgrundlage für die Naturschutzarbeit dar. Sie verfolgt das Ziel, artenschutzbezogene Informationen möglichst vollständig und mit genauem Ortsbezug zu sammeln und zusammenfassend darzustellen, vor allem für besonders naturschutzrelevante Tier- und Pflanzenarten. Artengruppen-bezogene Auswertungen und ihre Aufbereitung für Naturschutz und Planung zeigt z.B. der Libellenatlas (Bayer. LfU 1998), wo sich auch nähere Ausführungen zur Erfassung, zur Datenhaltung, zu Inhalten, Möglichkeiten und Grenzen der ASK finden.

Grundsätzlich sind Fundorte (FO) von Nachweisen (NW) zu unterscheiden, meist liegen für einen Fundort mehrere Nachweise (von mehreren Arten, von gleichen Arten zu unterschiedlichen Zeiten oder mehreren Bearbeitern) vor. Die FO sind mit den NW hochgradig korreliert, so dass die hier vorgestellten Zusammenhänge auch bei einer Auswertung von Fundort-Angaben gültig sind.

Die Auswertungsmöglichkeiten der ASK sind begrenzt, da letztlich eine unabgestimmte Datenerhebung zwischen den Experten und eine gemeinsame Datenhaltung zu verschiedenen Tier- und Pflanzengruppen erfolgt. Die ASK ist keine ausschließliche

* In Auszügen vorgetragen auf der ANL-Tagung „Regionale Indikatorarten“ vom 26.-27. Januar 2000 in Freising (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

Tabelle 1

Gesamtartenliste der Bayerischen Heuschreckenfauna.

% Qu.: Anteil von 2205 Quadranten

% FO.: Anteil von 24532 Fundorten

Art	Deutscher Name	RL Bayern (1992)	FO	% FO	Quadr.	% Quadr.
<i>Acheta domesticus</i>	Heimchen		107	0,44%	79	3,58%
<i>Aiolopus thalassinus</i>	Grüne Strandschrecke	0	3	0,01%	2	0,09%
<i>Arcyptera fusca</i>	Große Höckerschrecke	1	16	0,07%	7	0,32%
<i>Arcyptera microptera</i>	Kleine Höckerschrecke	0	1	<0,01%	1	0,05%
<i>Barbitistes constrictus</i>	Nadelholz-Säbelschrecke	4R	555	2,26%	316	14,33%
<i>Barbitistes serricauda</i>	Laubholz-Säbelschrecke	3	573	2,34%	326	14,78%
<i>Bryodemella tuberculata</i>	Gefleckte Schnarrschrecke	1	9	0,04%	5	0,23%
<i>Calliptamus italicus</i>	Italienische Schönschrecke	1	36	0,15%	20	0,91%
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	Weißrandiger Grashüpfer	4R	3667	14,95%	1101	49,93%
<i>Chorthippus apricarius</i>	Feld-Grashüpfer	3	859	3,50%	346	15,69%
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Nachtigall-Grashüpfer		9049	36,89%	1722	78,10%
<i>Chorthippus brunneus</i>	Brauner Grashüpfer		4312	17,58%	1305	59,18%
<i>Chorthippus dorsatus</i>	Wiesen-Grashüpfer	4R	4388	17,89%	1328	60,23%
<i>Chorthippus mollis</i>	Verkannter Grashüpfer	3	984	4,01%	340	15,42%
<i>Chorthippus montanus</i>	Sumpf-Grashüpfer	4R	3175	12,94%	1027	46,58%
<i>Chorthippus parallelus</i>	Gemeiner Grashüpfer		12677	51,68%	1910	86,62%
<i>Chorthippus pullus</i>	Kiesbank-Grashüpfer	1	21	0,09%	13	0,59%
<i>Chorthippus vagans</i>	Steppen-Grashüpfer	3	386	1,57%	117	5,31%
<i>Euthystira brachyptera</i>	Kleiner Goldschrecke		3953	16,11%	1060	48,07%
<i>Chrysochraon dispar</i>	Große Goldschrecke	3	1625	6,62%	471	21,36%
<i>Conocephalus fuscus</i>	Langflügelige Schwertschrecke	4R	2201	8,97%	712	32,29%
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Kurzflügelige Schwertschrecke	2	432	1,76%	220	9,98%
<i>Decticus verrucivorus</i>	Warzenbeißer	3	1302	5,31%	511	23,17%
<i>Epacromius tergestinus</i>	Fluss-Strandschrecke	0	3	0,01%	2	0,09%
<i>Ephippiger ephippiger</i>	Steppen-Sattelschrecke	-, nicht in RL	1	<0,01%	1	0,05%
<i>Gampsocleis glabra</i>	Heideschrecke	0	6	0,02%	5	0,23%
<i>Gomphocerippus rufus</i>	Rote Keulenschrecke		3457	14,09%	1067	48,39%
<i>Gomphocerus sibiricus</i>	Sibirische Keulenschrecke	4S	3	0,01%	3	0,14%
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	Maulwurfsgrille	3	402	1,64%	281	12,74%
<i>Gryllus campestris</i>	Feldgrille	3	2736	11,15%	848	38,46%
<i>Isophya kraussii</i>	Krauss'sche Plumpschrecke		652	2,66%	253	11,47%
<i>Leptophyes albovittata</i>	Gestreifte Zartschrecke	3	464	1,89%	185	8,39%
<i>Leptophyes punctatissima</i>	Punktierte Zartschrecke		137	0,56%	93	4,22%
<i>Locusta migratoria</i>	Europäische Wanderheuschrecke	I	1	<0,01%	1	0,05%
<i>Meconema meridionale</i>	Südliche Eichenschrecke		1	<0,01%	1	0,05%
<i>Meconema thalassinum</i>	Gemeine Eichenschrecke		678	2,76%	419	19,00%
<i>Stethophyma grossum</i>	Sumpfschrecke	3	2054	8,37%	671	30,43%
<i>Metrioptera bicolor</i>	Zweifarbige Beißschrecke	4R	1429	5,83%	414	18,78%
<i>Metrioptera brachyptera</i>	Kurflügelige Beißschrecke		2214	9,02%	788	35,74%
<i>Metrioptera roeseli</i>	Rösels Beißschrecke		9983	40,69%	1808	82,00%
<i>Miramella alpina</i>	Alpine Gebirgsschrecke		25	0,10%	15	0,68%
<i>Modigogryllus frontalis</i>	Östliche Grille	0	2	0,01%	1	0,05%
<i>Myrmecophila acervorum</i>	Ameisengrille	3	48	0,20%	31	1,41%

Art	Deutscher Name	RL Bayern (1992)	FO	% FO	Quadr.	% Quadr.
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	Gefleckte Keulenschrecke	4R	992	4,04%	369	16,73%
<i>Nemobius sylvestris</i>	Waldgrille		2321	9,46%	745	33,79%
<i>Oecanthus pellucens</i>	Weinhähnchen	1	84	0,34%	27	1,22%
<i>Oedipoda caerulea</i>	Blauflügelige Ödlandschrecke	2	868	3,54%	246	11,16%
<i>Oedipoda germanica</i>	Rotflügelige Ödlandschrecke	1	115	0,47%	46	2,09%
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	Rotleibiger Grashüpfer	3	582	2,37%	253	11,47%
<i>Omocestus rufipes</i>	Buntbäuchiger Grashüpfer	2	252	1,03%	132	5,99%
<i>Omocestus viridulus</i>	Bunter Grashüpfer		3424	13,96%	1089	49,39%
<i>Mecostethus alliaceus</i>	Lauschschrecke	2	51	0,21%	22	1,00%
<i>Phaneroptera falcata</i>	Gemeine Sichelschrecke	4R	1133	4,62%	358	16,24%
<i>Pholidoptera aptera</i>	Alpen-Strauschschrecke		50	0,20%	35	1,59%
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Gewöhnliche Strauschschrecke		8668	35,33%	1707	77,41%
<i>Platycleis albopunctata</i>	Westliche Beißschrecke	3	821	3,35%	279	12,65%
<i>Podisma pedestris</i>	Gewöhnliche Gebirgsschrecke		14	0,06%	10	0,45%
<i>Polysarcus denticauda</i>	Wantschaftschrecke	1	37	0,15%	5	0,23%
<i>Psophus stridulus</i>	Rotflügelige Schnarrschrecke	2	558	2,27%	215	9,75%
<i>Pteronemobius concolor</i>	Sumpfgrippe		1	<0,01%	1	0,05%
<i>Ruspolia nitidula</i>	Große Schiefkopfschrecke	0, Wiederfund	2	0,01%	1	0,05%
<i>Sphingonotus caeruleus</i>	Blauflügelige Sandschrecke	1	168	0,68%	53	2,40%
<i>Stauroderus scalaris</i>	Gebirgs-Grashüpfer	0	1	<0,01%	1	0,05%
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Heide-Grashüpfer	4R	2176	8,87%	705	31,97%
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	Schwarzfleckiger Grashüpfer	2	124	0,51%	73	3,31%
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	Kleiner Heidegrashüpfer		353	1,44%	185	8,39%
<i>Tachycines asynamorus</i>	Gewächshausschrecke	2	11	0,04%	10	0,45%
<i>Tetrix bipunctata</i>	Zweipunkt-Dornschröcke		567	2,31%	340	15,42%
<i>Tetrix ceperoi</i>	Westliche Dornschröcke	4S	18	0,07%	11	0,50%
<i>Tetrix subulata</i>	Säbel-Dornschröcke		1535	6,26%	716	32,47%
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Langfühler-Dornschröcke		586	2,39%	368	16,69%
<i>Tetrix tuerki</i>	Türkis Dornschröcke	1	4	0,02%	4	0,18%
<i>Tetrix undulata</i>	Gemeine Dornschröcke		1069	4,36%	559	25,35%
<i>Tettigonia cantans</i>	Zwitscherschröcke		2900	11,82%	750	34,01%
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd		7811	31,84%	1525	69,16%
<i>Troglophilus neglectus</i>	-		2	0,01%	1	0,05%
Bezug:			24532	100,00%	2205	100,00%

„Heuschrecken-Datenbank“. Durch die große Anzahl der Bearbeiter sowie das Fehlen von genauen Definitionen für verschiedene Felder der ASK können sich bei den Bearbeitern unterschiedliche Einschätzungen (z.B. zum Lebensraumtyp oder zur Ausstattung) ergeben. Weiter können die Nachweise aus Kartierungen anderer Artengruppen stammen, so dass die Lebensraumangaben nicht spezifisch für Heuschrecken erhoben wurden. Zusammenfassende Auswertungen (z.B. Verteilung auf Lebensraumtypen) sind somit unter Vorbehalt zu sehen. Andererseits können solche Auswertungen, die landesweit die Erhebungen einer Vielzahl von BearbeiterInnen zusammenfassen, auch Hinweise auf bislang nicht erkannte Phänomene (z.B. regionale Besonderheiten, bislang übersehene Lebensraumbindungen) liefern, die einer weiteren Analyse (durch systematische Freilanduntersuchungen, durch Freiland- und Laborexperimente etc.) wert sind.

2.2 Artenbestand

Eine Übersicht über die bayerischen Arten liefert Tabelle 1. Im folgenden Text werden die Artnamen mit dem ersten Buchstaben des wissenschaftlichen Gattungsnamens und dem ausgeschriebenen Artnamen wiedergegeben. Die Nomenklatur dieser Arbeit folgt CORAY & LEHMANN (1998), dies ist auch die bundesweite Namensliste der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie (DGfO 1999).

Laut aktueller RL Bayern (KRIEGBAUM 1992) sind sieben Arten ausgestorben, wovon jedoch eine Art (*R. nitidula*) erneut nachgewiesen werden konnte. Von der Östlichen Grille (*M. frontalis*) sind zwei Nachweise nur aus der Literatur bekannt (keine Belegexemplare aus Bayern), d.h. die Artenzahl in Bayern beträgt mit der Östl. Grille 76 Arten. Vom Aussterben bedroht sind zehn Arten. Sieben Arten gelten als stark gefährdet, 13 Arten als ge-

Tabelle 2

Verteilung der Rasterfrequenzen und Fundortfrequenzen.

Anmerkungen:

HK: Häufigkeitsklasse; % von 2205 Quadranten oder 24532 FO, N RF: Anzahl Arten mit entsprechender Rasterfrequenz (100% = 2205 Qu.), N FO: Anzahl Arten mit entsprechender Fundortfrequenz (100% = 24532 Fundorte)

HK in %	N RF	N FO
- 0,01	-	9
- 0,1	10	13
- 1,0	13	12
- 10,0	14	30
- 25,0	17	9
- 50,0	14	4
- 75,0	3	1
> 75	4	0

fährdet, neun Arten als potentiell gefährdet durch Rückgang (RL 4R) und zwei wegen Seltenheit (4S). Eine Art, die Europäische Wanderheuschrecke, wird als Vermehrungsgast eingestuft. Lediglich 34 Arten gelten damit als nicht gefährdet im Sinne der bayerischen RL (1992).

Bezogen auf die absolute Anzahl an Fundorten können fünf Arten mit über 5000 FO als sehr häufig gelten, dies sind *C. parallelus*, *M. roeseli*, *C. biguttulus*, *P. griseoptera* und *T. viridissima*. 20 Arten kommen häufig (1000 bis 5000 FO) und 13 Arten relativ häufig (500 bis 1000 FO) in Bayern vor. Mit 100 bis 500 Nachweisen sind 11 Arten relativ selten. Sechs Arten sind selten (26 bis 100 FO) und 20 Arten sehr selten (1 bis 25 FO) zu finden. Ausgesprochene Raritäten sind sechs Arten (*A. microp-tera*, *E. ephippiger*, *L. migratoria*, *M. meridionale*, *P. concolor*, *S. scalaris*) mit nur einem FO. Bezogen auf die Gesamtzahl aller Fundorte, kommen nur die oben genannten häufigen Arten an mehr als 25 % aller Fundorte vor (vier Arten erreichen Fundort-Frequenzen über 25 %, nur *C. parallelus* ist auf mehr als 50 % aller FO vertreten). Ungefähr die Hälfte des bayerischen Artenspektrums, nämlich 34 Arten, sind dagegen an weniger als 1 % der FO zu finden (Tabelle 2).

3. Grundlagen der Regionalisierung

3.1 Artspezifische Höhenverbreitung

Die Höhenlagen in Bayern reichen von 98 m im Maintal bis 2962 m (Zugspitze). Die Flächenanteile der Höhenstufen zeigen ein Maximum bei 401 bis 500 m (32 % der Landesfläche), die direkt angrenzenden Höhenstufen beinhalten ca. 20 %. Die meisten FO und NW liegen zwischen 400 und 500 m: die tieferen Lagen enthalten überproportional mehr FO als die Höhenstufen Anteile einnehmen, die höheren Lagen weisen prozentual weniger FO auf. Für die meisten Arten ist eine Höhenverbreitung von 100 bis 700 m zu beobachten, wobei die FO bei der Mehrzahl der Arten proportional zu den Nachweishäufigkeiten aller Arten und den

Flächenanteilen der jeweiligen Höhenstufen liegen (vgl. Tabelle 3).

Für einige Arten können jedoch deutliche Grenzen der Höhenverbreitung angegeben werden (Beispiele in Abbildung 1). Hier besteht eine Präferenz von bestimmten Höhenstufen, wenn die FO-Zahlen einer Art überproportional häufig im Verhältnis zu den Flächenanteilen der Höhenstufen bzw. den Nachweiszahlen aller Arten liegen. Eine eingeschränkte Höhenverbreitung ist v.a. bei den Arten wichtig, die relativ weit in Bayern verbreitet sind bzw. nur mäßig gefährdet sind, d.h. in der planerischen „Durchschnittslandschaft“ und Alltagspraxis häufig auftreten und bei denen weder aus dem Namen (also Arten, die nicht gerade „Gewöhnliche Gebirgsschrecke“ heißen) noch aus ihrer Lebensraumbeschreibung diese Eigenheiten zu erwarten sind, oder bei denen sich in Standard-Bestimmungsbücher kaum Angaben hierzu finden.

1. Bemerkenswert sind somit zunächst die Arten, die überwiegend oder ausschließlich in den tieferen Lagen Bayerns, d.h. bei Höhen von 100 bis 300 m vorkommen. Vertreter dieser ersten Gruppen kommen zwar in höheren Lagen noch vor, jedoch liegen ihre FO überproportional häufig in Höhenstufen unter 500 m. Solche Arten sind *O. pellucens* (v.a. bei 100 – 200 m üNN), *M. bicolor* und *P. falcata* (v.a. bei 200 – 300 m üNN), *C. vagans* und *S. caeruleans* (v.a. bei 300 – 400 m) und *C. fuscus* (v.a. bei 300 – 500 m üNN). Während bei *O. pellucens* und *C. vagans* dies durch die Lage der Naturräume erklärbar ist, in denen sie überwiegend vorkommen (Untermainebene und östlich anschließendes Maintal, bei *C. vagans* zusätzlich Mittelfränk. Becken und Altmühltal), ist dies bei den anderen Arten erstaunlich, da ihre bevorzugten Lebensraumtypen auch in weiteren Höhenstufen verbreitet sind. *S. caeruleans* ist an Sandgebiete und hohe Wärmesummen gebunden, was aus geologischen Gründen überwiegend nur in den tieferen Lagen Bayerns verwirklicht ist. Weitere Arten dieser Gruppe sind *L. albopunctata* und *punctatissima* sowie *O. germanica*.
2. Drei Arten kommen ausschließlich in Höhenlagen unter 600 m vor (*C. italicus*, *P. denticauda*, *M. acervorum*), ohne eine Präferenz für eine bestimmte Höhenstufe zu zeigen. Weitere Arten dieser zweiten Gruppe sind *M. alliaceus*, *T. asynamorus*, *T. ceperoi*.
3. Eine dritte Gruppe von Arten ist in montanen Lagen bis zu 1000 m üNN anzutreffen: *C. montanus*, *G. campestris*, *P. griseoptera*, *S. grossum*, *T. bipunctata*, *subulata*, *tenuicornis* und *undulata* sowie *A. domestica*, *C. apricarius*, *C. dorsalis*, *G. gryllotalpa*, *I. kraussii*, *M. thalassinum*, *N. sylvestris*, *O. caeruleans*, *O. haemorrhoidalis*, *P. albopunctata*, *S. stigmaticus* und *T. viridissima* können ebenfalls hierzu gerechnet werden.
4. 18 Arten kommen - selten bis vereinzelt - auch in hochmontanen Lagen bis zu 1500 m üNN oder darüber hinaus vor, haben aber ansonsten ihre meisten Nachweise analog zur Höhenstufenverteilung. Dieser vierten Gruppe gehören *C. bigut-*

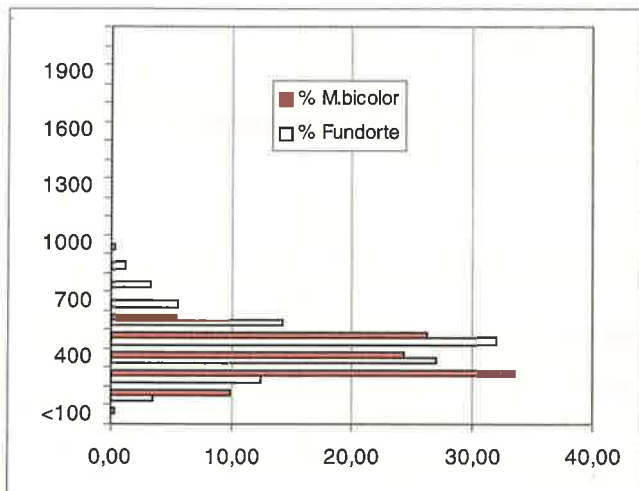
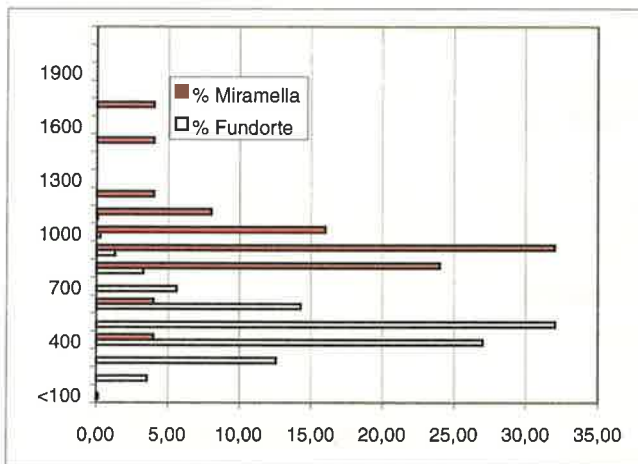
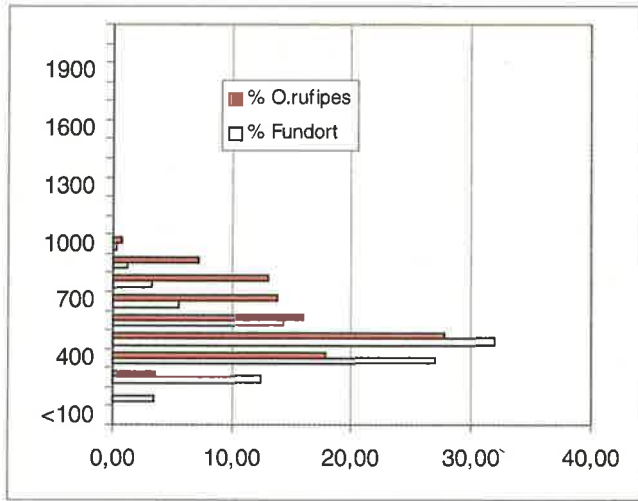


Abbildung 1

Höhenverbreitung ausgewählter Arten

O. rufipes findet sich ab 300 m üNN, bevorzugt Höhenstufen von 600 bis 900 m, und fehlt ab ca. 1100 m. Die Art lebt v.a. im Voralpenland, im Fränkischen Keuper-Lias-Land, findet sich jedoch auch gehäuft im Isartal nordöstlich München.

M. alpina lebt überwiegend in Lagen um 1000 m und ist in den Naturräumen Nördliche Kalkhochalpen und Alpenvorland verbreitet.

M. bicolor hat die meisten FO in tieferen Lagen um 200-300 m. Oberhalb von 600 m ist sie nicht zu finden. Sie ist häufig im nordwestlichen Bayern, in der gesamten Frankenalb und im Ries und im Isartal, zeigt jedoch bayernweit auch auffallende Verbreitungslücken.

tulus, brunneus, dorsatus und parallelus, E. brachyptera, D. verrucivorus, G. rufus, M. brachyptera, M. roeseli, O. viridulus, P. aptera, P. stridulus, S. lineatus und T. cantans sowie C. albomarginatus, C. mollis, C. dispar und M. maculatus an.

5. Bevorzugt in den Gebieten über den mittleren Höhenlagen, d.h. in der montanen Stufe bei ca. 500 bis 900 m, kommen sechs Arten in einer fünften Gruppe vor, und zwar *B. tuberculata, C. pullus, O. rufipes, P. aptera, P. pedestris, T. tuerki* sowie auch *B. constrictus* und *B. serricauda*.
6. In Lagen rund um 1000 m üNN und damit in der hochmontanen Stufe (Höhenstufen-Einteilung nach OBERDORFER 1994) leben vor allem die beiden Arten *G. sibiricus* und *M. alpina*, die die sechste Gruppe bilden, und in den Kalkhochalpen und den bayerischen Voralpen gefunden werden. Aus der subalpinen Knieholz- und Zwergstrauchstufe (von ca. 1700 bis 2200 m üNN) oder der alpinen Rasenstufe liegen keine Nachweise vor.

Wegen der Seltenheit ihrer FO kann man bei neun Arten keine Bevorzugung einzelner Höhenstufen feststellen (*A. fusca, E. tergestinus, G. glabra, L. migratoria, M. meridionale, P. concolor, R. nitidula, S. scalaris, T. neglectus*).

Will man regionale „Erwartungswerte“ einer biototypischen Artenzahl bei bestimmten naturschutzfachlichen Auswertungen oder Bewertungen verwenden, oder ein aus dem Lebensraumtyp abgeleitetes Artenspektrum als „Soll-Wert“ ermitteln, so sind diese Einschränkungen durch die Höhenverbreitung einzelner Arten zu berücksichtigen, auch wenn es sich um vergleichsweise häufige oder relativ ungefährdete Arten handelt. Beispielsweise kann *M. bicolor* - aus welchen autökologischen oder populationsbiologischen Gründen auch immer - nicht alle Magerrasen oder trockenen Wiesen Bayerns besiedeln. Sie kann natürlicherweise nicht in allen Höhenlagen als „biototypische“ Art erwartet werden. Entsprechend darf aus ihrem Fehlen ab einer Höhe von ca. 600 m üNN nicht auf bestimmte fehlende Lebensraumqualitäten geschlossen werden, die ggf. planerisch „behandelt“ werden müssten. Gerade der Soll-Ist-Vergleich stellt ein bei naturschutzfachlichen Bewertungen und planerischen Fragestellungen häufig angewandtes Verfahren dar. Die Berücksichtigung der eingeschränkten Höhenverbreitung ist erforderlich, um den „Soll“-Zustand realistisch definieren zu können.

3.2 Geografische Begrenzungen der Verbreitung

Einige Arten kommen in allen bayerischen Naturräumen vor, ein großer Teil besiedelt jedoch nur ganz bestimmte Gebiete, Naturräume oder naturräumliche Haupteinheiten. Ein Teil der Arten ist wie oben gezeigt zusätzlich nur in bestimmten Höhenstufen zu finden.

Nach dem Grad der „Klumpung“ oder „Häufung“ der FO können idealerweise „zufällig“ oder „geklumpte“ (d.h. nicht zufällige) Verteilungsmuster

unterschieden werden. Nach dem Grad der räumlichen Ausdehnung des besiedelten Areals kann eine weite (flächendeckend, oder Mehrzahl der Naturräume), eine zerstreute (Teile Bayerns, nicht in allen Naturräumen) oder eine eng begrenzte Verbreitung (auf ein oder wenige Gebiete begrenzt, ein oder wenige Naturräume) unterschieden werden. Dies ergibt sechs Grundtypen an Verbreitungsmustern. Auch können Arten so selten sein, dass kein Muster erkennbar und sinnvoll interpretierbar ist (hier: Gruppe 5).

Diese sechs Verbreitungstypen enthalten in Bayern unterschiedlich viele Heuschreckenarten:

1. weit und zufällig verbreitet, keine lokalen Häufungen erkennbar: Neun Arten
2. weit verbreitet, mit lokalen Häufungen: 13 Arten
3. mäßig bis zerstreut verbreitet, ohne deutliche Bevorzugung bestimmter Regionen: Zwei Arten
4. mäßig bis zerstreut verbreitet, mit deutlicher Bevorzugung bestimmter Regionen: 23 Arten
5. eng begrenzt, ohne Häufungen, zufälliges Muster, nicht sinnvoll interpretierbar aufgrund weniger Fundorte: 13 Arten (ausgestorbene Arten und Arten mit sehr wenigen Fundorten).
6. eng begrenzt, mit „Klumpung“ oder Häufung in einem Gebiet: 14 Arten

Den obigen Verbreitungstypen 1 bis 6 können folgende Arten zugeordnet werden:

1: *C. albomarginatus, C. biguttulus, C. brunneus, C. dorsatus, C. parallelus, M. thalassinus, M. roeseli, P. griseoptera, T. viridissima*

2: *A. domestica, B. serricauda, C. apricarius, E. brachyptera* (ggf. Gruppe 3), *D. verrucivorus, G. rufus, G. gryllotalpa, G. campestris, S. grossum, M. brachyptera, O. viridulus, S. lineatus, T. cantans,*

3: *T. ceperoi, T. tenuicornis* (ggf. bei verbessertem Kenntnisstand in andere Gruppe),

4: *C. mollis, C. montanus, C. dispar, C. fuscus, C. dorsalis, I. krausii, L. albovittata, L. punctatissima, M. bicolor, M. maculatus, N. sylvestris, O. haemorrhoidalis, O. rufipes, M. alliaceus, P. falcata, P. albopunctata, P. stridulus, S. caerulans, S. nigromaculatus, S. stigmaticus, T. bipunctata, T. subulata, T. undulata,*

5: *A. thalassinus, A. fusca* (früher 6), *A. microptera, E. tergestinus, G. glabra, L. migratoria, M. meridionale, P. concolor, R. nitidula, S. scalaris, T. asynamorus, T. tuerki, T. neglectus*

6: *B. constrictus* (ggf. auch zu Gruppe 4), *B. tuberculata, C. italicus, C. pullus, C. vagans, G. sibiricus, M. alpina, M. acervorum* (ggf. auch zu Gruppe 3 bei besserem Erfassungsstand), *O. pellucens, O. caerulescens, O. germanica, P. aptera, P. pedestris, P. denticauda.*

Tabelle 4

Grobe Verbreitungs-Schwerpunkte der Heuschrecken Bayerns

Als Grenze zwischen Nord- und Süd-Bayern wird die Donau angesehen, zwischen Ost und West eine gedachte Linie München und Nürnberg. „Mitte“ bezieht sich auf einen zentralen Teil entlang der Donau, ungefähr nördlich Augsburg bis Landshut sowie südlich Ansbach.

Weit verbreitete Arten ohne erkennbare Schwerpunkte und extrem seltene Arten bzw. ausgestorbene Arten werden im Folgenden nicht aufgeführt.

Verbreitungs-Schwerpunkt	Art
im Osten	<i>C. apricarius</i>
im Westen u. Mitte	<i>C. mollis</i>
im Norden	<i>M. maculatus</i> , <i>N. sylvestris</i> , <i>S. stigmaticus</i> , <i>I. kraussii</i>
Mitte (Donau, südl. Altmühl, Ries)	<i>M. acervorum</i> , <i>L. albovittata</i>
im Süden (Tert. Hügelland, voralpines Hügelland):	<i>B. serricauda</i> , <i>O. rufipes</i> ,
in den Alpen und in den Voralpen	<i>B. tuberculata</i> , <i>C. pullus</i> , <i>G. sibiricus</i> , <i>M. alpina</i> , <i>P. aptera</i> , <i>P. pedestris</i>
im Nordwesten	<i>L. punctatissima</i> , <i>M. bicolor</i> , <i>P. falcata</i> , <i>P. albopunctata</i> , <i>P. denticauda</i> ,
im Nordosten	<i>B. constrictus</i>
im Südosten	<i>M. alliaceus</i>
entlang Flusstäler in Südbayern	<i>C. dispar</i> (In Nordbayern jedoch nicht entlang Flusstäler)
entlang Flusstäler in Nordbayern	<i>C. italicus</i> , <i>C. vagans</i> , <i>O. germanica</i> , <i>O. haemorrhoidalis</i> , <i>O. pellucens</i> , z. T. <i>L. albovittata</i>
entlang Flusstäler allgemein	<i>C. dorsalis</i> , <i>O. caerulea</i> , <i>S. caerulea</i> , <i>S. nigromaculatus</i> ,
disjunkt (Nord- und Süd), (zerstreut im Tert. Hügelland, entlang Donau, südl. Keuper-Lias-Land und südl. Frankenalb)	<i>D. verrucivorus</i> , <i>S. grossum</i> , <i>P. stridulus</i> , <i>T. cantans</i> (NO und S)
unklar, nicht erkennbar	<i>C. fuscus</i> , <i>M. thalassinum</i> , <i>S. lineatus</i>

Weit verbreitet, ohne Bevorzugung bestimmter Räume, sind nur neun Arten (Gruppe 1). Sie stehen aufgrund ihrer Häufigkeit und relativen Anspruchlosigkeit an Lebensraumqualitäten meist nicht im Mittelpunkt naturschutzfachlichen oder landschaftsplanerischen Handelns. Die Mehrzahl der Heuschrecken weist dagegen eine mäßig bis zerstreute Verbreitung in Bayern auf, mit deutlicher Bevorzugung bestimmter Regionen oder Naturräume (Gruppe 4). Auch die Arten mit geklumpter Verbreitung, seien es weit verbreitete Arten oder Arten mit eng begrenzter Verbreitung, sind naturschutzfachlich und planerisch bedeutend, da in diesen Gruppen viele gefährdete Arten vorkommen. Die beiden Gruppen enthalten ungefähr gleich viele Arten (Gruppe 2 und Gruppe 6).

Analog zur Höhenverbreitung ergibt sich ein regional und naturräumlich differenziertes Verbreitungsmuster der bayerischen Heuschrecken: ca. die Hälfte aller bayerischen Heuschreckenarten (Gruppe 2 und 4) zeigt deutliche, räumlich begrenzte Verbreitungsmuster (vgl. Tabelle 4 und Tabelle 5). Für viele planungsrelevante Lebensraumtypen ist somit das Arteninventar der Normallandschaft aus areal-

geografischen Gründen einer großen Zahl von Heuschreckenarten eingeschränkt. Dies hat einerseits Konsequenzen für „Soll-Ist“-Vergleiche und Bewertungen des Artenspektrums, andererseits auch für die Ermittlung von „Ziel- oder Leitarten“, an denen landschaftsplanerische Maßnahmen oft ausgerichtet werden. Ein weiteres Fünftel des Artenspektrums (Gruppe 6) ist räumlich eng begrenzt, diese Arten sind nach der RL Bayern meist relativ stark gefährdet (KRIEGBAUM 1992). Aufgrund ihrer relativen Seltenheit stehen sie im naturschutzfachlichen oder planerischen Alltag seltener als die beiden obigen Gruppen zur Beurteilung an.

Mit detailliertem Lokalbezug informieren v.a. die Landkreisebände des ABSP über regionale bzw. naturräumlich differenzierte Verbreitungsmuster und typische lokale Artinventare ausgewählter Lebensraumtypen. Für einzelne Lebensraumtypen stehen die Bände des Landschaftspflegekonzepts Bayern zur Verfügung.

3.3 Regionale Differenzierung der besiedelten Lebensraumtypen

Über das regional differenzierte Klima in Bayern

Tabelle 5

Räumliche Verbreitungsmuster der Heuschrecken in Bayern. Karten-Interpretation aufgrund des Datenstands der ASK vom Dezember 1999.

NH: naturräumliche Haupteinheiten

N, O;W, S: Haupt-Himmelsrichtungen, NO: Nordosten, NW: Nordwesten, etc.

Keine Angaben zu Arten mit 1 bis 4 Fundorten, ausgestorbenen Arten, und zu Arten der Gattung Tetrix (wg. laufender Überprüfung und ggf. einiger fehlerhafter Artbestimmungen).

wissensch. Artname	Häufung, Verbreitungsschwerpunkt	Fehlen bzw. sehr geringe Verbreitung
<i>Acheta domesticus</i>	im NW, NO und S zerstreut	
<i>Barbitistes constrictus</i>	v.a. im NO und in Mittelfranken	in Schwaben, im NW, in weiteren NH nur zerstreut
<i>Barbitistes serricauda</i>	v.a. im Alpenvorland und nördl. Frankenalb	
<i>Bryodemella tuberculata</i>	nur Alpen, Voralpen; sehr selten im Voralpinen Hügelland	wie <i>C. pullus</i> , im restlichen Bayern fehlend
<i>Calliptamus italicus</i>	Altmühltal, Maintal in Unterfranken	alle früheren Vorkommen rund um Nürnberg (Erlangen, Pleinfeld, bei Lauf) und südl. Bamberg erloschen, vgl. Harz (1960)
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	ab Tertiäres Hügelland nordwärts weit verbreitet	nicht in den Alpen, kaum in Voralpen
<i>Chorthippus apricarius</i>	zerstreut, v.a. im Osten Bayern	kaum in der Iller-Lechplatte, kaum im NW
<i>Chorthippus biguttulus</i>	in allen NH weit verbreitet	
<i>Chorthippus brunneus</i>	in allen NH weit verbreitet	
<i>Chorthippus dorsatus</i>	in N-Bayern lückiger verbreitet als im Süden	
<i>Chorthippus mollis</i>	zerstreut, im Gegensatz zu <i>C. apricarius</i> mehr im Westen (Ries, Mittelfr. Becken, Mainfr. Platten, Frankenalb)	kaum südlich des Unterbayerischen Hügellandes
<i>Chorthippus montanus</i>	außer in Alpen und Alpenvorland auch Frankenhöhe, Fränk. Gebirge, Ostbayer. Grundgebirge	keineswegs nur „montan“, auch entlang der Donau, Isar, oder Inn sowie im Mittelfränkischen Becken verbreitet, jedoch in intensiv genutzten Agrarlandschaften (Mainfr. Platten, Tert. Hügelland seltener)
<i>Chorthippus parallelus</i>	in allen NH weit verbreitet	
<i>Chorthippus pullus</i>	nur Alpen, Voralpen; sehr selten im Voralpinen Hügelland	im restlichen Bayern fehlend
<i>Chorthippus vagans</i>	v.a. im Mittelfr. Becken, südl. Frankenalb, Sandsteinspessart und Steigerwaldvorland	sehr selten (nur je 3 Vork.) im Isartal und im Donautal
<i>Euthystira brachyptera</i>	weit verbreitet, oft jedoch zerstreute Vorkommen	seltener im NW, nur zerstreut im Tert. Hügelland
<i>Chrysochraon dispar</i>	Mehrere deutliche Schwerpunkte: Spessart/Südrhön, Mittelfr. Becken, Vorderer Oberpfälzer Wald, Iller-Lech-Platten, Donau- und Isartal, östl. voralpines Hügelland	sonst zerstreut bis fehlend, bemerkenswertes Verbreitungsmuster
<i>Conocephalus fuscus</i>	Mittelfr. Becken, Mainfr. Platten, Spessart, Tert. Hügelland und Voralpines Hügelland	nicht in Alpen, Voralpen, kaum im ostbayer. Grundgebirge, selten in Schwaben- und Frankenalb
<i>Conocephalus dorsalis</i>	entlang der Donau, Isar, (v.a. südl. München), rund um Chiemsee, zerstreut im Mittelfr. Becken und Frankenalb, zerstreut im Ostbayer. Grundgebirge	fehlt in weiten Teilen Bayerns
<i>Decticus verrucivorus</i>	v.a. Voralpines Hügelland, Voralpen, Ostbayer. Grundgebirge, Frankenalb, auch Spessart/Südrhön	sehr selten im Tert. Hügelland, Mainfr. Platten, Frankenhöhe,
<i>Gomphocerippus rufus</i>	weit verbreitet	zerstreut im Mittelfr. Becken und im Ostbayer. Grundgebirge
<i>Gomphocerus sibiricus</i>	nur in den Alpen und Voralpen	im restlichen Bayern fehlend
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	zerstreut in ganz Bayern	Erfassung schwierig!

<i>Gryllus campestris</i>	v.a. voralpines Hügelland, Frankenalb, südl. Teil des Ostbayer. Grundgebirges, Frankenhöhe, Sandsteinspessart, Teile des Keuper-Lias-Landes entlang Regnitz und entlang Main	zerstreut im Tert. Hügelland, Ostbayer. Grundgebirge, im Obermain.-Oberpfälz. Hügelland weitgehend fehlend
<i>Isophya krausii</i>	zwei Verbreitungsräume: südl. Frankenalb; (zerstreut in der mittl.), nördl. Frankenalb, nördl. Keuper-Lias-Land, Rhön	nur drei Fundorte südl. der Donau, im Ostbayer. Grundgebirge bis auf Naab-Wondreb-Senke völlig fehlend, in Mainfränk. Platten und Spessart sehr selten
<i>Leptophyes albovittata</i>	drei Schwerpunkte: Mainfr. Platten, südl. und mittl. Frankenalb, Donautal östl. Regensburg	sehr selten auch entlang Salzach, drei Vorkommen in München, in Nord- und Südbayern sonst fehlend
<i>Leptophyes punctatissima</i>	zerstreut im Mittelfr. Becken, Spessart, Donautal östl. Regensburg, Großraum München	im Ostbayer. Grundgebirge fehlend, ebenso in Schwaben und Voralpen
<i>Meconema thalassinum</i>	zerstreut, mit Zentren rund um München, Augsburg, Mittelfr. Becken, Spessart, Mainfr. Platten	selten im Tert. Hügelland, Voralpenland, ostbayer. Grundgebirge und in der Mittl. Frankenalb
<i>Stethophyma grossum</i>	v.a. im N und S, kaum in der „Mitte“ Bayerns: Voralpines Hügelland, Voralpen, Keuper-Lias-Land, Mittl. und Nördl. Frankenalb, Teile des ostbayer. Grundgebirges	kaum im Tert. Hügelland und südl. Frankenalb, Mainfr. Platten, selten auch im südl. Teil des Ostbayer. Grundgebirges
<i>Metrioptera bicolor</i>	drei Schwerpunkte: im NW (Untermain, Spessart, Rhön, Mainfr. Platten, nördl. Keuper-Lias-Land, nördl. Frankenalb), entlang der Donau, Altmühl, Naab (südl. Frankenalb und Donau-Isar-Hügelland), und entlang Isar	fehlt fast völlig in Schwaben, Voralpen und Voralpines Hügelland, selten im Tert. Hügelland, im Ostbayer. Grundgebirge und Oberpfälz. Hügelland
<i>Metrioptera brachyptera</i>	zerstreut bis weit verbreitet	selten im Unterbayer. Hügelland, südl. Teil des Ostbayer. Grundgebirges
<i>Metrioptera roeseli</i>	in allen NH weit verbreitet	
<i>Miramella alpina</i>	im Alpen, Voralpen, und nur westlich des Lechs im Voralpines Hügelland	im restl. Bayern völlig fehlend
<i>Myrmecophila acervorum</i>	v.a. im Ries und entlang der Altmühl	weitgehende Erfassungsmängel möglich
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	in ganz Bayern, jedoch mehr nördl. der Donau, im Mittelfr. Becken, Nördl. Frankenalb, Bruchschollenland, Spessart, Ries, zerstreut im Ostbayer. Grundgebirge; auch in den Voralpen und im voralpines Hügelland	in vielen Naturräumen große Verbreitungslücken
<i>Nemobius sylvestris</i>	nördl. der Donau weit verbreitet	fehlt südl. einer Linie Augsburg - Landshut und im nördl. Teil des Ostbayer. Grundgebirges
<i>Oecanthus pellucens</i>	nur im äußersten NW gehäuft (Untermainebene, Südrand des Spessarts)	außer je 1 FO in Regensburg und München keine weiteren rezenten Nachweise
<i>Oedipoda caeruleascens</i>	sehr zerstreut, mit Schwerpunkten entlang des Mains vom äußersten NW über Würzburg bis Bamberg, Mittelfränk. Becken, Regnitztal, Riesalb, südl. Frankenalb (v.a. entlang Altmühltal), Münchner Schotterebene, auch kleinere Vorkommen am Lech, Inn und Regen	
<i>Oedipoda germanica</i>	Südl. Frankenalb (Altmühltal), Mainfr. Platten (Maintal und Fränk. Saale)	ähnelt in Verbreitung <i>C. italicus</i>
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	zerstreut in Nordbayern: südl. u. mittl. Frankenalb, Riesalb, Mittelfr. Becken, Naabtal, entlang der Fränk. Saale, des Mains und der Donau	sehr selten südl. der Donau, fast nur entlang der Isar
<i>Omocestus rufipes</i>	Steigerwald/Frankenhöhe, Isartal, voralpines Hügelland	sonst fehlend oder nur vereinzelte Vorkommen
<i>Omocestus viridulus</i>	weit verbreitet, gebietsweise jedoch fehlend	zerstreut bis selten im Tert. Hügelland, Mainfr. Platten, Teile des Mittelfr. Beckens
<i>Mecostethus alliaceus</i>	seltene Vorkommen am Bodensee, im Chiemgau, entlang der Salzach, des Inns sowie entlang der Donau östl. Regensburg	fehlt im restl. Bayern völlig

<i>Phaneroptera falcata</i>	fast flächig verbreitet in Untermainebene, Spessart, Mainfr. Platten, nördl. Keuper-Lias-Land; spärliche Vorkommen entlang der Donau östl. Regensburg	fehlt bis auf zwei Vorkommen am Bodensee südl. der Donau, fehlt im Ostbayer. Grundgebirge, sehr selten in der Frankenalb und im obermain.-oberpfälz. Bruchschollenland
<i>Pholidoptera aptera</i>	Alpen und Voralpen, auch im Ammer-Loisach-Hügelland und südl. Chiemgau	fehlt im Tert. Hügelland und nördlich
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	weit verbreitet in ganz Bayern bis auf Alpen und Voralpen	
<i>Platycleis albopunctata</i>	südl. und mittlere Frankenalb, Ries, Keuper-Lias-Land, Mainfränk. Pl., auch im Isartal	fehlt im Voralpenland, fehlt weitgehend im tert. Hügelland, im ostbayer. Grundgebirge und im Bruchschollenland
<i>Podisma pedestris</i>	nur in Mittl. Frankenalb, oberpfälz. Hügelland, Alpen und Voralpen östl. des Lechs	
<i>Polysarcus denticauda</i>	fast nur im Grabfeld	fehlt im restl. Bayern
<i>Psophus stridulus</i>	mehrere Schwerpunkte: entlang Tal der Fränk. Saale, in Frankenalb, Obermain-Oberpfälz. Hügelland, SO-Teil des ostbayer. Grundgebirges, Alpen und Voralpen	fehlt in schwäb. Alb, Riesalb, fast völlig im Tert. Hügelland bis auf wenige Vorkommen am Lech und Isar; südl. München viele erloschene Vorkommen
<i>Sphingonotus caeruleans</i>	Mittelfränk. Becken, Oberpfälz. Hügelland, an der Donau bei und südwestl. Regensburg, Münchner Schotterebene	fehlt im restl. Bayern völlig.
<i>Stenobothrus lineatus</i>	zerstreut verbreitet, nördl. der Donau häufiger, v.a. Frankenalb, Frankenhöhe, Mainfr. Platten, Spessart/Südrhön	selten im Tert. Hügelland, zerstreut im Ostbayer. Grundgebirge und Mittelfr. Becken
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	die wenigen Vorkommen häufen sich entlang der Altmühl, der Naab, der Regnitz bei Nürnberg und des Mains/Fränk. Saale sowie am Lech	rund um München mehrere erloschene Vorkommen
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	südl. Frankenalb, Ries, Frankenhöhe, Mittelfränk. Becken, Oberpfälz. Hügelland, Fichtelgebirge und Vogtland, Vorderer Bayer. Wald	südl. der Donau sehr selten, entlang Isar, Lech und Inn sehr vereinzelte Vorkommen; auch in weiten Teilen Nordbayerns fehlend.
<i>Tettigonia cantans</i>	mehrere deutliche Schwerpunkte: ostbayer. Grundgebirge, Rhön, Mittelfr. Becken, voralpines Hügelland und Voralpen	fehlt weitgehend im Tert. Hügelland östl. des Lechs, und nördl. einer Linie Augsburg - München - Landshut, fehlt in Frankenhöhe, selten in nördl. und südl. Frankenalb, sehr selten in Steigerwald und Spessart
<i>Tettigonia viridissima</i>	weit verbreitet in fast allen NH	fehlt in Alpen, sehr selten in Voralpen und in manchen Teilen des ostbayer. Grundgebirges

informiert z.B. GLA (1991) und der Klimaatlas Bayern (BayFORKLIM 1996). Insbesondere in GLA (1991) findet sich eine zusammenfassende Übersicht von Temperatur, Niederschlag und Trockenheitsindex, Boden und geologischer Ausgangssituation pro Naturraum, d.h. wesentlichen Umweltfaktoren, die Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung und die Heuschreckenverbreitung haben. Für die einzelnen Naturräume oder Naturräumlichen Haupteinheiten lassen sich damit charakteristische Mittel- und Extremwerte von Umweltfaktoren wie Temperatur, Feuchte, Strahlung etc., differenziert nach Sommer- und Winterhalbjahr, angeben.

Innerhalb der Großlandschaften Alpen, Alpenvorland, Tertiäres Hügelland, Schwäb.-Fränkische Alb, Keuper-Lias-Land, Mainfränk. Platten, Fränk.-Thür. Mittelgebirge, Ostbayer. Grundgebirge (vgl. ABSP Band I) oder der naturräumlichen Haupteinheiten zeigt sich eine große Variabilität der mittleren Jahrestemperatur, des Niederschlags oder des Trockenheitsindex (nach GLA 1991). Manche Heuschreckenarten weisen spezifische, z.T. sehr enge Temperatur- und Feuchteansprüche

auf, die sie in den unterschiedlichen Großlandschaften oder Naturräumen nur in verschiedenen Lebensraumtypen erfüllen können. Das Mikroklima kann einen wesentlichen Einfluss auf das besiedelte Lebensraumspektrum haben (vgl. Übersicht bei INGRISCH & KÖHLER 1998), daneben natürlich auch weitere Faktoren wie z.B. die Nutzungsintensität. Eine detaillierte Auswertung und Diskussion der einzelnen Arten, u.a. im Hinblick auf ihre Verteilung auf die Naturräume, erfolgt in speziellen Artkapiteln im Heuschreckenatlas (Bayer. LfU, in Vorb.).

Für eine Regionalisierung der besiedelten Lebensraumtypen, hier als Stellvertreter für regional unterschiedliche ökologische Ansprüche verwendet, wurden die Nachweise der einzelnen Fundorte den Großlandschaften Bayerns zugeordnet und für ausgewählte Arten die Verteilung der Nachweise auf die Lebensraumtypen geprüft. Im Heuschreckenatlas werden 26 Haupt-Lebensraumtypen unterschieden, die wiederum aus ca. 190 einzelnen Lebensraumtypen aggregiert sind. Da eine Regionalisierung von ökologischen Ansprüchen insbesondere bei den Arten der obigen Gruppen 2 bis 4 interessant ist, wurden hieraus einige Arten ausgewählt.

Interessant sind v.a. die Lebensraumtypen und Naturräume, für die eine Art regionalspezifische Präferenzen zeigt. Um präferierte Lebensraumanprüche zu ermitteln, wäre der Vergleich von Lebensraumangebot zu Lebensraumnutzung erforderlich (hierzu stehen spezielle Verfahren bereit: KREBS 1998). Aus den Daten der ASK ist jedoch dies direkt nicht möglich, da sie keine Aussagen über das Lebensraumangebot macht (insbesondere nicht über das von einer Art ungenutzte Lebensraumangebot, Negativ-Nachweise sind nicht enthalten). Der Nachweis von bevorzugten Lebensräumen durch den Vergleich von Angebot und Nachfrage und der Ermittlung von überproportional häufig genutzten Lebensraumtypen im Verhältnis zum Angebot ist dadurch nicht auf direktem Weg möglich. Um dennoch Möglichkeiten der Regionalisierung aufzuzeigen, wurden die Verteilungen der Nachweise der ASK auf die Lebensraumtypen und Großlandschaften untereinander verglichen. Diese Häufigkeitstabellen können dann gegen eine Verteilung verglichen werden, die sich aus den Erwartungswerten, d.h. der erwarteten Anzahl Nachweise über alle Lebensraumtypen und Großlandschaften hinweg, ergibt. Solche Häufigkeitstabellen können mit dem Chi-Quadrat-Test (SACHS 1998) und weitergehenden Verfahren (LEGENDRE & LEGENDRE 1998) auf Abweichung von diesen Erwartungswerten geprüft werden.

Eine Regionalisierung von ökologischen Ansprüchen zeigt spezielle Verteilungsmuster auf, die bei der Beurteilung von Artvorkommen hinsichtlich regionaler Lebensraumanprüche relevant sein können. Dies ist bei Kartierungen, Planungen oder Eingriffsgutachten der Fall, insbesondere wenn es darum geht, lokale Besonderheiten herauszuarbeiten und zu bewerten bzw. die Bedeutung eines bestimmten Lebensraumtyps für eine Heuschreckenart in einem Naturraum zu würdigen.

Beispiel Sumpfschrecke

Wertet man für die Sumpfschrecke *S. grossum* die am häufigsten besiedelten Hauptlebensraumtypen feuchte Staudenfluren, Uferbereiche, Feuchtwiesen, Moore (inkl. Niedermoore) und Fettwiesen aus, differenziert nach den acht Großlandschaften, so stammen bayernweit die Mehrzahl aller Nachweise aus Feuchtwiesen, regional gesehen

hauptsächlich aus dem Voralpenland. Den Zusammenhang zwischen Nachweishäufigkeit in den Hauptlebensraumtypen und Großlandschaften in einer gemeinsamen Verteilung zeigt die Abbildung 2. Mit dem Datensatz, dem eine dreidimensionale Darstellung zugrunde liegt, wurde eine Korrespondenzanalyse (mit dem Programm XLStat, FAHMY 1999) berechnet, deren Ergebnis in der Abbildung 3 zu sehen ist. Die Korrespondenzanalyse wird hier nur als Hilfsmittel zur Vereinfachung und Veranschaulichung einer komplexen dreidimensionalen Häufigkeitsverteilung verwendet. Eng beieinander liegende Objekte zeigen in einer solchen Darstellung eine enge Beziehung an, weit auseinander liegende Objekte haben nur geringe Abhängigkeiten bzw. Beziehungen (LEGENDRE & LEGENDRE 1998) untereinander. Auf der x-Achse ist das Spektrum an Grünland in unterschiedlichen Feuchtgraden zu erkennen (von Fettwiesen bis hin zu Mooren), auf der y-Achse wird ein Vertikalgradient oder die Raumstruktur des Grünlands (kurzrasige Fettwiesen, langgrasige Feuchtwiesen, feuchte (Hoch)-Staudenfluren) abgebildet. Im Voralpenland und den Alpen zeigt die Sumpfschrecke eine enge Beziehung zu Mooren und Uferbereichen auf, im Gegensatz dazu in den Mainfränkischen Platten in Fettwiesen. Feuchtwiesen stehen mehr oder weniger im Mittelpunkt der Achsen (der wichtigste und häufigste Lebensraumtyp für die Sumpfschrecke in allen Großlandschaften), wobei die Nachweishäufigkeiten aus dem Keuper-Lias-Land, der Fränk. Schwäb. Alb und dem Ostbayer. Grundgebirge eng mit diesem Lebensraumtyp verbunden sind. Das Tertiäre Hügelland liegt auf der y-Achse den feuchten (Hoch)-Staudenfluren sehr nahe. Die Abb. zeigt - unter Aggregation der einzelnen Lebensraumtypen und Naturräume - in vereinfachender Weise somit Schwerpunkt-Vorkommen der Sumpfschrecke in Abhängigkeit von Großlandschaften. Dies bedeutet jedoch nicht, dass außerhalb dieser Lebensraumtypen die Art nicht vorkommen würde: die Korrespondenzanalyse stellt lediglich eine starke Vereinfachung der Datenstruktur dar und ordnet die Zeilen und Spalten einer Häufigkeitstabelle nach ihrer Ähnlichkeit.

Neben der optischen Aufbereitung in einer zweidimensionalen Grafik interessiert vor allem die Frage, ob die Verteilung zufällig ist oder tatsächlich

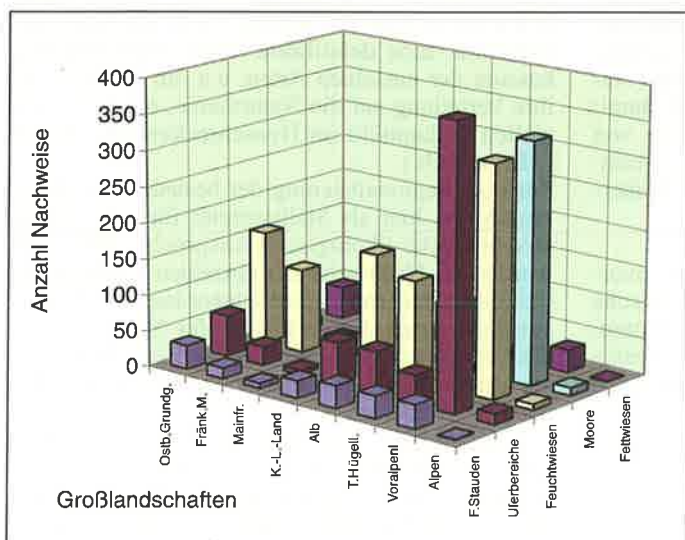


Abbildung 2

Zusammenhang zwischen besiedelten Hauptlebensraumtypen und Großlandschaften bei der Sumpfschrecke

Maß für den Zusammenhang: Nachweishäufigkeit in der ASK

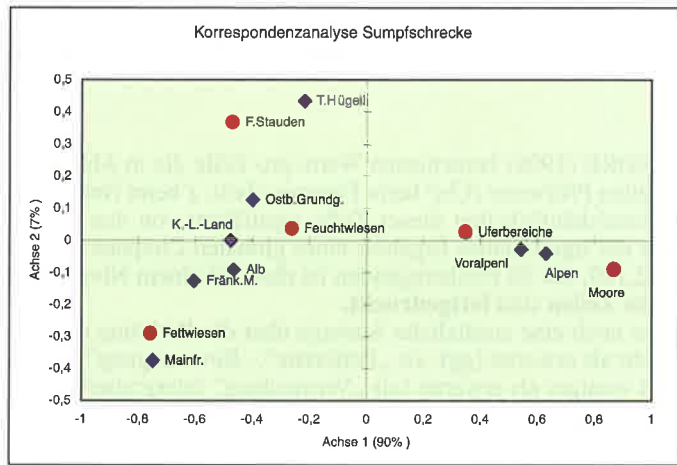


Abbildung 3

Vereinfachte Beziehung zwischen Hauptlebensraumtypen und Großlandschaften bei der Sumpfschrecke

statistisch signifikante Unterschiede der Nachweishäufigkeiten der einzelnen Lebensraumtypen in den Großlandschaften bestehen.

Hierzu wurde mit den von LEGENDRE & LEGENDRE (1998) empfohlenen Testverfahren (Neu-Test und Freeman-Test) diejenigen Zellen der Häufigkeitsverteilung ermittelt, die signifikante Unterschiede zwischen beobachteten und erwarteten Werten liefern. Überprüft wurde also, ob die Nachweishäufigkeiten signifikant über oder unter den Erwartungswerten liegen, d.h. in diesem Fall, welcher Lebensraumtyp in welcher Großlandschaft über den erwarteten Werten liegt. Während der bei der Analyse von Häufigkeitsverteilungen übliche Chi-Quadrat-Test (SACHS 1998) nur die **gesamte Verteilung** auf Unabhängigkeit der Zeilen- von den Spalten-Einträgen prüft (also einen globalen Test auf Zufälligkeit der Häufigkeitsverteilung liefert), geben diese beiden Testverfahren an, wo genau diese Abweichungen von der Zufälligkeit der Verteilung her kommen. Beide Testverfahren liefern unterschiedliche Werte (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Es empfiehlt sich, nur die Zellen als signifikante Beiträge zum Gesamtergebnis zu benennen und zu diskutieren, die in beiden Testverfahren ermittelt wurden (vgl. Tabelle 9).

Bei dem hier vorgestellten Beispiel Sumpfschrecke wird einmal der positive Zusammenhang zwischen Mooren bzw. Uferbereichen und dem Alpenvorland deutlich. Die Sumpfschrecke wird in Feuchtwiesen im Keuper-Lias-Land, dem Fränk. Mittelgebirge und dem Ostbayer. Grundgebirge überproportional häufig nachgewiesen. Auffallend ist auch der Wechsel (von negativ zu positiv) des signifikanten Zusammenhangs in zwei benachbarten Großlandschaften (Voralpenland, Tert. Hügelland) bei den Nachweisen aus dem Lebensraumtyp feuchte Staudenfluren, d.h. im Tert. Hügelland stammen überproportional viele Nachweise aus feuchten Staudenfluren, im Voralpenland dagegen überproportional wenige. Im ostbayer. Grundgebirge zeigen die Nachweise der Sumpfschrecke einen signifikanten Zusammenhang mit feuchten Staudenfluren, jedoch nur beim Freeman-Test.

Beispiel Kleine Keulenschrecke (vgl. Abbildung 4, 5 und 6)

Für die Nachweise einer weiteren Art, der Kl. Keu-

lenschrecke, in mehreren Hauptlebensraumtypen wurde analog eine Korrespondenzanalyse durchgeführt. Sie zeigt eine sehr extreme Verteilung der Nachweishäufigkeiten: die Kl. Keulenschrecke besiedelt im Alpenvorland v.a. Moore und keine anderen Lebensraumtypen, in allen anderen Großlandschaften zeigt sie ein breites Spektrum von Kalk- über Sandmagerrasen bis hin zu Steinbrüchen oder Ruderalfluren. Entsprechend extrem ist die Grafik verteilt, der besiedelte Lebensraumtyp Moore und das Alpenvorland stellen aus bayernweiter Sicht eine Besonderheit dar. Vorkommen, die als „basenreiche Magerrasen“ angesprochen wurden, sind am häufigsten im Keuper-Lias-Land (u.a. die Kalkmagerrasen im Ries in dieser Großlandschaft enthalten) und den Mainfränk. Platten zu finden, Ruderalfluren in den Mainfränkischen Platten, wobei die „basenreiche Magerrasen“ in den Mainfränk. Platten überproportional häufig besiedelt werden. Sandabbauflächen und „Wälder“ (inkl. kleinflächiger Lichtungen, Blößen, Wegen etc.) zeigen zum Keuper-Lias-Land eine enge Beziehung. Im Zentrum der Grafik liegen sehr nahe beieinander die Großlandschaften Tert. Hügelland, Ostbayer. Grundgebirge und Fr. Mittelgebirge, zu denen die Kl. Keulenschrecke in den Hauptlebensraumtypen Silikatmagerrasen, Steinbrüche und Waldränder eine enge Beziehung aufweist (d.h. häufige Vorkommen hat). Für die Kl. Keulenschrecke sind Moore im Voralpenland sicher ein bemerkenswerter Lebensraum, auch wenn die absolute Zahl der Nachweise in Mooren bayernweit sehr gering ist (z.B. nur 28 NW in Mooren gegenüber über 180 NW in Sandabbauflächen). Sie kommt im Voralpenland fast nur in diesem Lebensraumtyp vor, jedoch selten bis zerstreut. Andere verfügbare Lebensräume wie Ruderalfluren, Steinbrüche etc. werden im Voralpenraum nicht oder kaum besiedelt.

Aus der Sicht der Korrespondenzanalyse sind solche extrem verzerrte Verteilungen wie bei der Kl. Keulenschrecke, bedingt durch den Lebensraumtyp Moore, unerwünscht (LEGENDRE & LEGENDRE 1998), sie werden als „Ausreißer“ bezeichnet und können als „Extremwerte“ auch nur zufällig entstanden sein, mit der Empfehlung, die Korrespondenzanalyse ohne diese Daten zu wiederholen. Zudem ist eine Auftrennung der Objekte im Zentrum der Grafik wünschenswert. Es wurde daher eine zweite Korrespondenzanalyse durchgeführt, oh-

Tabelle 6

Statistische Überprüfung der Nachweishäufigkeiten in Abhängigkeit von Hauptlebensraumtyp und Großlandschaft am Beispiel der Sumpfschrecke

Diese Tabelle stellt die Datenbasis Abb. 2 dar.

Übersteigen die nach LEGENDRE & LEGENDRE (1998) berechneten Werte pro Zelle die in Abhängigkeit von der Anzahl Spalten und Zeilen ermittelten Prüfwerte (χ^2 beim Freeman-Test, z beim Neu-Test), so unterscheiden sich die beobachteten Nachweishäufigkeiten dieser Zelle signifikant von den Erwartungswerten. Vorausgesetzt hierfür wird zuvor ein signifikantes Ergebnis eines globalen Chi-Quadrat-Tests auf Verteilungsunabhängigkeit (hier: $\chi^2=722,109$, bei 28 Freiheitsgraden ist dies auf einem Niveau von $p<0,00004$ hochgradig signifikant). Signifikante Zellen sind **fettgedruckt**.

Der Freeman-Test macht durch das Vorzeichen noch eine zusätzliche Aussage über die Richtung des Unterschieds: positive Vorzeichen: signifikant mehr als erwartet (ggf. als „Präferenz“, „Bevorzugung“ o.ä. interpretierbar), negative Vorzeichen: signifikant weniger als erwartet (als „Vermeidung“ interpretierbar).

	am häufigsten genannte Lebensraumtypen der Sumpfschrecke in Bayern				
Nachweishäufigkeiten in den Großlandschaften	feu. Staudenfl.	Uferbereiche	Feuchtwiesen	Moore	Grünland, intensiv
Alpen	1	15	8	11	1
Voralpenland	33	393	321	336	31
Tert. Hügelland	31	40	76	12	12
Fr. Schwäb. Alb	31	59	138	13	73
Keuper-Lias-Land	24	58	162	3	56
Mainfr. Platten	7	6	30	2	26
Fr. Mittelgebirge	15	26	116	2	49
Ostbayer. Grundgebirge	33	57	157	11	45
Summen	142	597	851	379	248
Freeman-Test					
Alpen	-0,60	1,95	-1,22	2,02	-1,48
Voralpenland	-4,30	7,17	-2,94	10,78	-9,74
Tert. Hügelland	4,94	-0,04	2,26	-3,12	-1,20
Fr. Schwäb. Alb	2,75	-1,85	2,92	-6,43	5,98
Keuper-Lias-Land	1,57	-1,68	5,24	-9,81	4,07
Mainfr. Platten	1,35	-3,17	1,20	-3,47	4,91
Fr. Mittelgebirge	0,95	-3,78	4,80	-8,08	4,97
Ostbayer. Grundgebirge	3,25	-1,81	4,84	-6,76	2,52
Prüfwert χ^2	2,78				
Neu-Test					
Alpen	1,03	1,68	1,47	1,69	2,54
Voralpenland	5,22	7,09	3,30	9,87	14,21
Tert. Hügelland	3,86	0,08	2,13	3,97	1,40
Fr. Schwäb. Alb	2,40	2,03	2,80	9,52	5,00
Keuper-Lias-Land	1,42	1,83	4,85	24,59	3,54
Mainfr. Platten	1,14	4,42	1,11	6,14	3,75
Fr. Mittelgebirge	0,85	4,59	4,35	20,71	4,12
Ostbayer. Grundgebirge	2,79	1,98	4,51	10,45	2,28
Prüfwert z	3,48				

ne die von der Kl. Keulenschrecke mit ca. 30 NW besiedelten Lebensraumtypen Moore, Abbaustellen allgemein und Steinbrüche. In diese zweite Analyse gehen nur Lebensraumtypen mit mehr als 50 NW ein. Dies führt zu einer besseren Auftrennung der „Mitte“ des Datensatzes, hier der geklumpten Verteilung im Zentrum der Achsen, was letztlich auch die Lebensräume sind, in denen die Kl. Keulenschrecke bayernweit häufig gefunden werden kann. Die Grundmuster bleiben jedoch gleich: die Kl. Keulenschrecke zeigt in den Mainfränk. Platten eine enge Beziehung zu Lebensräumen, die als „ba-

senreiche“ Magerrasen bezeichnet werden, im Keuper-Lias-Land zu „Wäldern“ (und auf der x-Achse auch zu Sandabbauflächen), Magerrasen (aller Art) im Tert. Hügelland und Abbauflächen auf der Fränk.-Schwäb. Alb. Waldränder sind im Fränk. Mittelgebirge offenbar ein Lebensraum, zu dem die Kl. Keulenschrecke enge Beziehungen hat. Im Zentrum der Achsen stehen Silikat-Magerrasen, der Lebensraumtyp, der nach Literaturangaben am ehesten für die Kl. Keulenschrecke auch erwartet werden kann.

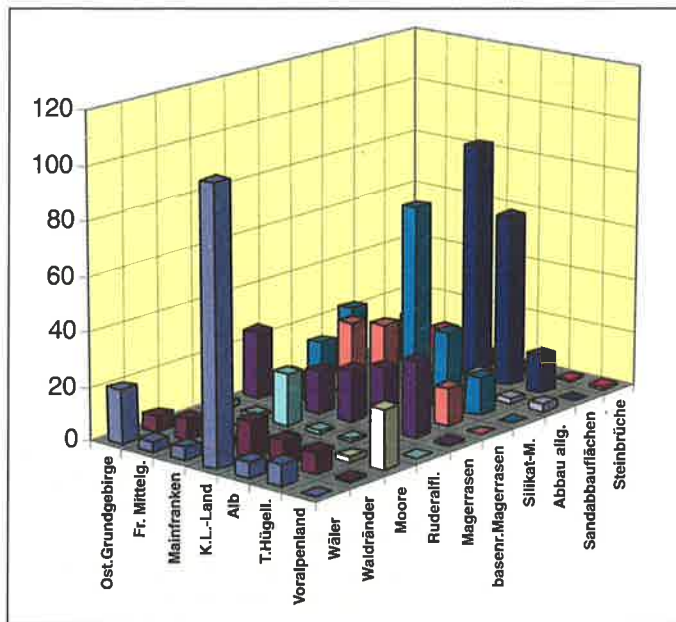


Abbildung 4

Zusammenhang zwischen den Hauptlebensraumtypen und Großlandschaften der Kl. Keulenschrecke

Maß für den Zusammenhang: Nachweishäufigkeiten in der ASK

Dargestellt sind alle Lebensraumtypen mit mehr als 25 Nachweisen in der ASK. Die NW-Häufigkeit sind geprägt von einer stark unterschiedlichen Verteilung auf die Großlandschaften und Lebensraumtypen. Regionale Schwerpunkte der Nachweishäufigkeiten sind v.a. Keuper-Lias-Land, danach Fränk.-Schwäb. Alb und das Ostbayer. Grundgebirge. Häufig besiedelte Lebensraumtypen sind Sandabbauflächen, Magerrasen aller Art (einschl. basenreicher M.) und „Wälder“. NW aus Ruderalflächen und Mooren stammen fast nur aus je einer Großlandschaft (Mainfr. Platten bzw. Alpenvorland).

Einige überraschende Ergebnisse verbleiben: „basenreiche Magerrasen“ und „Wälder“ als Lebensräume der Kl. Keulenschrecke, die im Widerspruch zu den Literaturangaben stehen. Ob in den „basenreichen Magerrasen“ beispielsweise der Boden oberflächlich entkalkt ist und sich dadurch die für die Kl. Keulenschrecke in der Literatur oft genannte Bevorzugung von sauren bzw. basenarmen Böden beibehalten lässt, muss vor Ort durch spezifische Untersuchungen geklärt werden. Fast 100 NW aus diesem Lebensraumtyp sollten zu näheren Untersuchungen anregen. Die „Wälder“ als Lebensraum der Kl. Keulenschrecke sind lichte (Kiefern)-Wälder, mit breiten bis schmalen Wegen, mit kleinflächigen Blößen und Lichtungen und besonnten inneren und äußeren Randlinien: typisch für das mittelfränkische Becken und den Nürnberger Reichswald, woher die meisten dieser Lebensraumangaben stammen. Auch in Südbayern gibt es im Ebersberger Forst kleinflächig sehr spärliche Vorkommen der Kl. Keulenschrecke. Die diskutierten Beziehungen der Nachweishäufigkeiten wurden mit den Testverfahren geprüft, die oben dargestellten Präferenzen bestimmter Lebensraumtypen in den Großlandschaften sind signifikant, bis auf die Beziehung zu Waldrändern (keine überproportionale Anzahl Nachweise im Fr. Mittelgebirge feststellbar).

Die statistische Überprüfung von Fundort- oder Nachweishäufigkeiten und ihre regionaler Bezug sagt jedoch noch nichts über die naturschutzfachliche Bewertung oder gar Indikation aus: die Kl. Keulenschrecke darf nun nicht im Umkehrschluss als typische „Waldart“ bezeichnet werden. Die häufigen Nachweise in als „Wald“ oder „basenreicher

Magerrasen“ bezeichneten Lebensraumtypen sollten eher dazu anregen, im Detail die Habitatbedingungen dieser Art in diesen Lebensraumtypen zu beschreiben und quantitativ die Umweltfaktoren zu ermitteln, die der Kl. Keulenschrecke das Überleben auch in solchen regional besonderen Lebensräumen ermöglichen.

Weitere Arten mit regional unterschiedlichen Ansprüchen

Für einige weitere Arten wurden regional unterschiedlich besiedelte Lebensraumtypen ausgewertet. Die Auswertung beruht auf dem ASK-Datensatz von Dezember 1999. Dieser befindet sich im Rahmen der Vorbereitungen für den Heuschreckenatlas Bayern derzeit in Ergänzung, Kontrolle und Überarbeitung. Daher wurde nur die Rangfolge von Nachweishäufigkeiten angegeben und keine Prozentzahlen (nähere Details siehe Heuschreckenatlas Bayern). Angegeben sind in Tabelle 7 die Lebensraumtypen mit den ca. zehn häufigsten Nachweiszahlen.

Aus der Tabelle kann für die aufgeführten Arten ihr bayernweiter Lebensraum-Schwerpunkt (Reihenfolge der Zeilen mit den Lebensraumtypen) und regionale Differenzierungen pro Großlandschaft ermittelt werden (Rangzahlen der Nachweishäufigkeiten der Lebensraumtypen in der Tabelle 7).

Beispielsweise kommt *C. mollis* in ganz Bayern in absteigender Nachweishäufigkeit in Kalkmagerrasen, Magerrasen allgemein, bodensauren Magerrasen und Sandabbaugebieten etc. vor. Differenziert nach Großlandschaften, ist der Lebensraumtyp mit

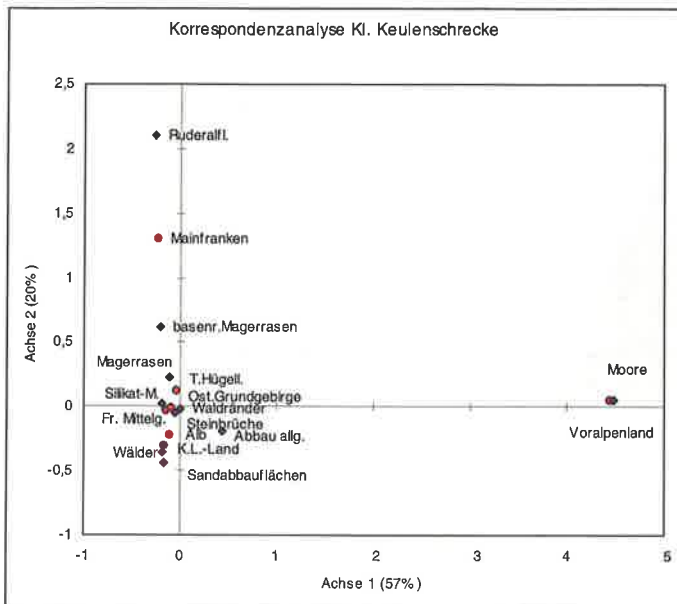


Abbildung 5

Vereinfachter Zusammenhang zwischen besiedelten Hauptlebensraumtypen und Großlandschaften bei der Kl. Keulenschrecke

Dargestellt sind alle Lebensraumtypen mit mehr als 25 Nachweisen in der ASK

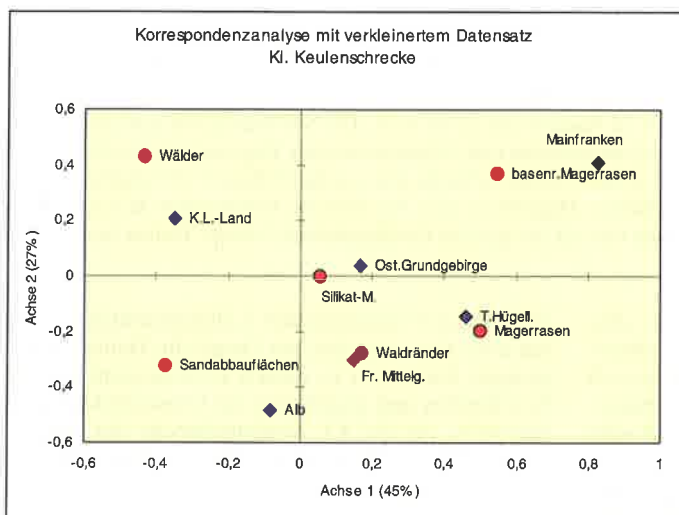


Abbildung 6

Weitergehende Vereinfachung der Korrespondenzanalyse bei der Kl. Keulenschrecke

Dargestellt sind hier nur Lebensraumtypen mit mehr als 50 Nachweisen in der ASK. Bei 25 Freiheitsgraden liegt die zugrunde liegende Häufigkeitsverteilung der Nachweise bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,00004$, $\chi^2 = 251,4378$: die Verteilung der NW ist nicht zufällig, sondern weicht hiervon hochgradig signifikant ab: Lebensraumtypen und Großlandschaften beeinflussen die Nachweishäufigkeiten.

den meisten Nachweisen Kalkmagerrasen in der Fränkisch-Schwäbischen Alb. Am zweithäufigsten sind Nachweise aus dieser Großlandschaft aus Lebensräumen, die als „Magerrasen allgemein“, d.h. keine eindeutig basenreichen oder bodensauren Magerrasen, angesprochen wurden. Die Anzahl Nachweise liegt auf der Fr.-Schwäb. Alb und dem Keuper-Lias-Land bei den aufgeführten Lebensraumtypen signifikant über den Erwartungswerten (ermittelt mit dem Freeman-Test, siehe vorhergehendes Kapitel).

Bayernweit stammen die meisten Nachweise von *C. montanus* aus den Feuchtwiesen aller Naturräume (vgl. Tab. 7). Die absolut gesehen meisten Nachweise pro Lebensraumtyp stammen jedoch von Mooren und Uferbereichen aus dem Voralpenland. Die Nachweise aus diesen beiden Lebensraumtypen liegen in dieser Großlandschaft über den Erwartungswerten.

4. Diskussion

4.1 Regional differenzierte Lebensraumsprüche

Zusammenfassend ergibt sich, dass für die beispiel-

haft dargestellte Sumpfschrecke und die Kl. Keulenschrecke unterschiedliche Häufigkeitsverteilungen in Abhängigkeit vom Hauptlebensraumtyp und der Großlandschaft in Bayern mit statistischen Methoden als signifikant nachgewiesen werden können (Prüfung auf Abweichung von einer Zufallsverteilung). Ihre Präferenzen für bestimmte Lebensraumtypen sind regional unterschiedlich. Sie lassen sich z.B. mit einer Korrespondenzanalyse grafisch veranschaulichen und mit den genannten Testverfahren auch auf Signifikanz prüfen. Die autökologischen oder populationsökologischen Gründe sowie die historischen Ursachen können mit diesen Test-Verfahren für Häufigkeitsverteilungen nicht ermittelt werden: hierzu ist detaillierte Freilandforschung und/oder Laborexperimente erforderlich.

Entsprechend interpretierbar sind die weiteren Arten der Tabelle. Weitere Arten wurden nicht dargestellt, zeigen aber ebenfalls regionale Unterschiede der Nachweishäufigkeiten. Als Fazit lässt sich ziehen, dass regional unterschiedlich häufig besiedelte Lebensraumtypen ein weit verbreitetes Phänomen bei Heuschrecken sind (v.a. in den oben genannten Gruppen 2 und 4).

Tabelle 7

Regionale Lebensraumschwerpunkte in Bayern.

Die Reihenfolge der Lebensraumtypen ist entsprechend der Gesamtzahl aller Nachweise in Bayern absteigend angeordnet, der am häufigsten in Der ASK vertretene Lebensraumtyp steht an erster Stelle. Die Ziffern geben pro Lebensraumtyp seinen Rang hinsichtlich der Anzahl der Nachweise an. Fettgedruckte Ziffern zeigen eine über dem Erwartungswert liegende Nachweiszahl an (Freeman-Test, siehe Text). Treten gleiche Nachweiszahlen in den Originaldaten auf, so wurde der gleiche Rang zweimal vergeben.

	Kalkhochalpen	Voralpenland	Tert. Hügelland	Alb	Keuper-Lias-Land	Mainfr. Platten	Fränk. Mittelgebir.	Ostbayer. Grundgeb.
<i>Ch. mollis</i>								
Kalk-Magerrasen				1	3	4		
Magerrasen allgem.				2		8		
Silikat-Magerrasen					5			
Sandabbaugebiete					6			
Ruderalfluren					7			
Steinbrüche					9			
<i>Eu. brachyptera</i>								
Magerasen allg.			5	4				
Kalk-Magerrasen				1				
Feuchtwiesen		6	9					7
Uferbereiche		3	10					
Moore		2						
Wälder					8			
<i>Gr. campestris</i>								
Steinbrüche		2	4				8	10
Kalkmagerrasen				1				
Magerrasen allg.		5		3				
Uferbereiche		6						
Feuchtwiesen		8						
Moore		7						
<i>M. brachyptera</i>								
Kalkmagerrasen				2		10		
Moore		1						
Magerrasen allg.			6	5				
Feuchtwiesen		4	9					8
Uferbereiche		3						
Wälder					7			
<i>Ch. montanus</i>								
Feuchtwiesen		3	4	7	6			5
Uferbereiche		2						10
Moore		1						
Grünland, intensiv								9
<i>Co. fuscus</i>								
Feuchtwiesen		4	1		3		7	
Uferbereiche		2			8			
Grünland, intensiv			5					
feuchte Staudenflur.			6					
Moore		9						

Verständlich wird jedoch aus solchen regionalisierten Lebensraumbezügen, warum je nach Autor die Sumpfschrecke als „Indikatorart für intakte Feuchtgebiete“ (BELLMANN 1993) oder aber als „keine Indikatorart“ (MARZELLI 1995) gelten kann. Beide Aussagen können richtig sein, wenn das räumliche Bezugsgebiet dazu angegeben wird. Wenn in einem trocken-warmen Naturraum wie den Mainfränkischen Platten die Sumpfschrecke in intensiv genutztem Grünland überproportional häufig gegenüber den Erwartungswerten vorkommt, so stellt dies eine regionale Besonderheit dar und zeigt bestimmte (Feuchte)-Qualitäten der Vorkommen auf, nicht jedoch ein untypisches Verhalten. Regional unterschiedliche Lebensraum-Präferenzen können bei mehreren Heuschreckenarten bereits innerhalb Bayerns nachgewiesen werden. Daher ist es auch sehr wahrscheinlich, bei der Berücksichtigung weiterer Bundesländer noch weitergehende Beispiele für regional unterschiedliche Lebensraumschwerpunkte zu finden.

4.2 Konsequenzen aus der regionalen Differenzierung von Lebensraumansprüchen

Entscheidend bei Zuweisung einer Funktion als „Indikatorart“ oder „Zeigerart“ ist somit stets die Angabe des räumlichen Bezugsgebiets, für das diese Aussage gilt. Viele planerische oder naturschutzfachliche Etikettierungen von Arten (als „Indikatorart, Zeigerart, Leitart, Charakterart“ etc.) geben leider nicht das geografische Bezugsgebiet an, sondern stellen diese Funktionszuordnung als absolut dar. Ungünstig und fehlerträchtig ist das unkritische Übernehmen von solchen Zuordnungen aus anderen Großlandschaften oder Naturräuml. Haupteinheiten. Die Übernahme von Funktionszuordnungen aus großklimatisch stark von den Verhältnissen des Zielgebiets abweichenden Räumen ist kaum zielführend.

Eine Funktionszuordnung sollte auch nicht den besiedelten bzw. präferierten Lebensraumtyp mit der Indikation spezifischer Lebensraumqualitäten verwechseln. Eine „Charakterart“ eines Lebensraumtyps ist nicht zwangsläufig auch eine „Indikatorart“: Eine Charakterart kommt in einem räumlich abgrenzbaren Bezugsraum (z. B. Planungsgebiet, Naturraum, Naturräuml. Haupteinheit etc.) ganz oder vorzugsweise in einem bestimmten Lebensraumtyp vor, es besteht eine hohe Korrelation mit bestimmten Biotoptypen oder Biozönosen, die Art nutzt in diesem Bezugsraum aus dem zur Verfügung stehenden Angebot an Lebensraumtypen nur einige wenige, ganz bestimmte. Eine „Indikatorart“ zeigt bestimmte abiotische Umweltfaktoren an (Schadstoffe, Bodenreaktion, Feuchte) bzw. bestimmte weitere räumliche oder zeitliche Umweltqualitäten (Konstanz bzw. Dynamik des Lebensraums, Biotopverbund, Ablauf von ökologischen Prozessen, bestimmte Nutzungen). Charakterart und Zeiger- oder Indikatorart sind unterschiedliche Begriffe (SCHAEFER 1992), die nicht miteinander verwechselt werden dürfen.

Viele Heuschreckenarten besiedeln aus menschlicher Sicht ein weites Spektrum von Lebensraumtypen in Bayern und können wie gezeigt hierbei re-

gionale Schwerpunkte oder Präferenzen aus bilden. Sie können somit auf lokaler oder regionaler Ebene gesehen „Charakterarten“ eines bestimmten Lebensraumtyps sein. Aus der Sicht der Heuschrecke können die entscheidenden Habitatqualitäten - unabhängig vom Lebensraumtyp und Naturraum - jedoch relativ konstant sein, z. B. hohe Bodenfeuchte vom Herbst bis Frühjahr für die überwinterten Eier der Sumpfschrecke (nach MARZELLI 1995, MALKUS et al. 1996), unabhängig davon, ob dies durch Überschwemmungen, hohen Grundwasserstand oder hohe Niederschläge zustande kommt.

Eine unvollständige Übersicht über die Funktionszuweisungen „Indikatorart“ und „Zeigerart“ bzw. „Ansprüche“ an bestimmte Lebensraumqualitäten liefert die Tabelle 8 und Tabelle 9, ermittelt aus dem Landschaftspflegekonzept Bayern bzw. Veröffentlichungen der ANL. Nicht aufgeführt sind die vielen Aussagen der Literatur zu typischen Arten in bestimmten Lebensraumtypen oder zu ihrem „stenöken“ Verhalten. Die Übersicht zeigt, wie je nach räumlichem Bezugsgebiet die Funktionszuweisungen differieren. Arten, die in Bayern als häufig und anspruchslos, was die Lebensraumeigenschaften und -qualität des besiedelten Grünlands angeht, gelten (z.B. *O. viridulus*), können schon im benachbarten Baden-Württemberg als „anspruchsvoll“ bezeichnet werden.

4.3 Indikation von Umweltqualitäten und regionale Differenzierung

Bei einer Funktionszuordnung als „Indikatorart“ oder „Zeigerart“ ist es erforderlich, die Lebensraumqualitäten detailliert herauszuarbeiten und präzise zu beschreiben bzw. zu quantifizieren, für die die Art eine naturschutzfachliche Indikation liefern soll (zusammenfassende Ausführungen zur Problematik siehe ZEHLIUS-ECKERT 1998). Eine naturschutzfachliche Indikation macht nur Sinn, wenn damit eine anderweitig nicht oder nur viel aufwendiger ermittelbare Beschreibung der Umwelt einfach und praktisch möglich ist. Es ist wenig sinnvoll, offenkundige Zustände (z.B. Verbuschung, vegetationsfreier Boden, der Biotoptyp etc.) mit Hilfe von Tierarten zu „indizieren“ (KLEINERT 1991).

Wesentlich sind genau definierte Umweltqualitäten (vgl. ZEHLIUS-ECKERT 1998), für die eine Heuschreckenart eine indikatorische Funktion haben kann, und die mit anderen Mitteln schwierig oder aufwendig zu erfassen sind, z. B.

- Dynamik und Prozessqualitäten (Hochwasser, Überflutungen (vgl. MALKUS et al. 1996) vegetationsfreie Böden durch Rutschungen, Verwehungen, Wildflusslandschaften (vgl. REICH 1991), auch spezifische Sukzessionsstadien etc.)
- Tradition des Lebensraums und konstante Nutzungen bzw. Lebensraum-Requisiten (für Arten geringer Mobilität entscheidend, gerade bei kurzflügeligen oder relativ immobilen Heuschreckenarten von Bedeutung, vgl. WAGNER 1995),
- Vernetzung (funktionaler Zusammenhang zwischen räumlich getrennten Populationen, z.B.

Tabelle 8

Beispiele für Zeiger-, Charakter- und Indikatorarten laut LPK

Lebensraumtyp	Art	Funktionszuordnung laut LPK
Streuwiesen Bd. II.9/ Feuchtwiesen II.6	Conocephalus dorsalis	Zeigerart für feucht-nasse bis sehr nasse Bodenverhältnisse
Streuwiesen Bd. II.9/ Feuchtwiesen II.6	Conocephalus fuscus = discolor	Zeigerfunktion für zumindest zeitweilig sehr feuchten Boden
Streuwiesen Bd. II.9/ Feuchtwiesen II.6	Stethophyma grossum	Charakterart von Niedermooren
Streuwiesen Bd. II.9/ Feuchtwiesen II.6	Chrysochraon dispar	Charakterart mäßig verschilfter Pfeifengras-Streuwiesen; Brache-Indikator in Grünlandbiotopen
Streuwiesen Bd. II.9/ Feuchtwiesen II.6	Chorthippus montanus	Indikatorart für hohe Bodenfeuchte
Feuchtwiesen II.6/ Streuwiesen Bd. II.9	Chorthippus dorsatus	Extensivnutzungs-Indikator
Kalkmagerrasen	Oedipoda germanica	Charakterart von Kalkstein-Geröllhalden und offenen Steppenheiden auf Kalk
Kalkmagerrasen	Stenobothrus nigromaculatus	Charakterart
Kalkmagerrasen	Phaneroptera falcata	Charakterart

durch Schaftriften) ähnlicher Lebensraumtypen (vgl. HESS & RITSCHEL-KANDEL 1992). Auch suboptimale Teillebensräume können wesentlich zum langfristigen Erhalt der Gesamtpopulation beitragen, vgl. GOTTSCHALK 1997),

- Verbund von räumlich eng benachbarten, unterschiedlichen Lebensraumtypen (z. B. auch in intensiv genutzten Agrarlandschaften, vgl. LAUBMANN 1999) oder von unterschiedlichen Lebensraumtypen im Höhengradienten.
- spezifische Nutzungsformen (z. B. einmalige spätherbstliche Mahd, extensive Beweidung etc.) (Beispiele siehe KÜHN et al. 1996, RADLMAIR & LAUBMANN 1997, WINGERDEN et al. 1992),
- Belastung mit bestimmten Schadstoffen (Übersicht bei INGRISCH & KÖHLER 1998) etc.

Danksagung:

Dem Bayer. LfU sei für die Erlaubnis gedankt, den ASK-Datensatz Heuschrecken für diese Publikation bereits vor Erscheinen des Heuschreckenatlas zu verwenden. Allen, die Heuschreckendaten der ASK zur Verfügung gestellt haben, sei an dieser Stelle ebenfalls herzlich gedankt.

Literaturverzeichnis

Literatur zu Tabelle 9:

ALTMOOS, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten – dargestellt am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön. Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 127-156, Laufen/Salzach

BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken, - Neumann-Neumann. Melsunen.

BRAUNS, C.; J. JEBRAM, I. NIERMANN (1997): Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung – am Beispiel des Landkreises Holzminden. – 4. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover - 138 S. + Anhang.

BRINKMANN, R.; C. BRAUNS, J. JEBRAM, I. NIERMANN (1998): Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung – Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminden. Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 69-93, Laufen/Salzach.

GROSSER, N.; B. RÖTZER (1998): Realisierbarkeit eines Zielartenkonzepts auf regionaler Ebene – Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, Landkreis Tirschenreuth (Oberpfalz). Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 121-126, Laufen/Salzach.

LPK Landschaftspflegekonzept Bayern, Lebensraumtypen-Bände. (Hrsg.) Bayer. LfU, München.

MARTENS, J.; L. GILLANDT (1985): Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg. – Schriftenreihe der Umweltbehörde Hamburg, H. 10.

MARZELLI, M. (1998): Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes. Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 201-212, Laufen/Salzach.

RECK, H. (1998): Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung – anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen. Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 43-68, Laufen/Salzach.

SACHTELEBEN, J. (1998): Von der Theorie in die Praxis – zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten. Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 157-164, Laufen/Salzach.

Bayer. LfU (1998): Käbellen in Bayerns Ulmer Verlag, Stuttgart.

Tabelle 9

Beispiele für den Einsatz von Heuschrecken in naturschutzfachlichen Planungen als Leit- und Zielart.

Datenbasis: Auswertung den Seminarbands 8/98 der Laufender Seminarbeiträge

wiss. Artname	Funktionszuweisung	Bezugsgebiet	Autor
<i>Chorthippus dorsatus</i>	„anspruchsvollere Art“, typische Grünlandarten der Schwäbischen Alb	Grünland der Schwäbischen Alb	RECK (1998)
<i>Chorthippus mollis</i>	Leit- und Zielart	Projektgebiet „Gröberner Sande“	SACHTELEBEN (1998)
<i>Chorthippus montanus</i>	Leitart von Feucht- und Nasswiesen	Projektgebiet „Feuchtlebensräume bei Weiler“	SACHTELEBEN (1998)
<i>Chrysochraon dispar</i>	„anpassungsfähige Art“, typische Grünlandart der Schwäbischen Alb	Grünland der Schwäbischen Alb	RECK (1998)
<i>Chrysochraon dispar</i>	Zielart für Hochstaudenfluren und Brachen; als Art mittlerer Vagilität gut geeignet, um die Verbundfunktion zu überprüfen	Projektgebiet „Biotopverbund Sempt-/Schwillachtal“	SACHTELEBEN (1998)
<i>Conocephalus dorsalis</i>	geeignete Zielart für Feuchtwiesen im Zusammenhang mit Bewirtschaftung	Gmd. Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth	GROSSER & RÖTZER (1998)
<i>Decticus verrucivorus</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Trockene Magerrasen“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Decticus verrucivorus</i>	Vorläufige Zielart; RL 2 in Niedersachsen, Landesart, 1. Schutzpriorität	Kalkmagerrasen und Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte im Kreis Holzminden	BRINKMANN ET AL. (1998)
<i>Decticus verrucivorus</i>	Zielart	Kalkmagerrasen im Landkreis Holzminden	BRINKMANN ET AL. (1998)
<i>Decticus verrucivorus</i>	Leitart und Zielart für Niedermoore und Sireuwiesen	Feuchtlebensräume bei Weiler	SACHTELEBEN (1998)
<i>Decticus verrucivorus</i>	Zielart für Streu- und Nasswiesen	Projekt „Biotopverbund Sempt-/Schwillachtal“	SACHTELEBEN (1998)
<i>Gomphocerippus rufus</i>	Zielart von verbuschten Kalkmagerrasen, Landesart 1. Schutzkategorie	Kalkmagerrasen im Landkreis Holzminden	BRINKMANN ET AL. (1998)
<i>Gomphocerus rufus</i> ,	Vorläufige Zielart; RL 2 in Niedersachsen, Landesart, 1. Schutzpriorität	Kalkmagerrasen und Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte im Kreis Holzminden	BRINKMANN ET AL. (1998)
<i>Isophya kraussi</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Waldrand“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Stethophyma grossum</i>	komplexe Habitatsprüche innerhalb von Feuchtwiesen (= spezifische Indikation in einem Lebensraum“)	Modellbeispiel Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Stethophyma grossum</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Feuchtgrünland“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)

wiss. Artname	Funktionszuweisung	Bezugsgebiet	Autor
<i>Stethophyma grossum</i>	geeignete Zielart für Feuchtwiesen; enger Zusammenhang mit der extensiven Bewirtschaftung der Wiesen	Gmd. Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth	GROSSER & RÖTZER (1998)
<i>Stethophyma grossum</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Zielart - Charakterart des Niedermoores (MARTENS & GILLANDT 1985), entspricht dem Renaturierungsziel, „Schaffung von strukturreichen Niedermoorstandorten“ - guter Indikator für noch intakte Feuchtgebiet (BELLMANN 1985) 	Ausgleichs- und Renaturierungsfläche „Eittinger Moos“, nordöstlich München	MARZELLI (1998)
<i>Stethophyma grossum</i>	Zielart, als Leitart nur bedingt geeignet für Niedermoore und Streuwiesen	Feuchtlebensräume bei Weiler	SACHTELEBEN (1998)
<i>Stethophyma grossum</i>	Ziel- und Leitart für Feucht- und Nasswiesen	Projekt „Isental“	SACHTELEBEN (1998)
<i>Stethophyma grossum</i>	Leitart für intensiv genutzte Wiesen mit landkreisbedeutsamen Arten mit dem Ziel der Wiesenextensivierung und Stabilisierung der Heuschrecken-Vorkommen		
<i>Mettioptera brachyptera</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Trockene Magerrasen“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Platycleis albopunctata</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Trockene Magerrasen“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Polysarcus denticauda</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Frisches Grünland“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Psophus stridulus</i>	Zielart für den Lebensraumbereich „Trockene Magerrasen“	Biosphärenreservat Rhön	ALTMOOS (1998)
<i>Psophus stridulus</i>	geeignete Zielart für deckungsarme, offene, trockenere Standorte, lokal und regional	Gmd. Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth	GROSSER & RÖTZER (1998)
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Zielart von offenen Kalkmagerrasen, vorwiegend kurzrasig mit lückigen Stellen, Regionalart 2. Schutzkategorie	Kalkmagerrasen im Landkreis Holzminden	BRINKMANN et al. (1998)
<i>Stenobothrus lineatus</i>	typische Art von Kalkmagerrasen, Regionalart 2. Schutzkategorie	Kalkmagerrasen, offene Ausprägung, Kreis Holzminden	BRINKMANN et al. (1998), aus BRAUNS et al. (1997)
<i>Tetrix tenuicornis</i>	typische Art von Kalkmagerrasen, Regionalart 2. Schutzkategorie	Kalkmagerrasen, offene Ausprägung, Kreis Holzminden	BRINKMANN et al. (1998), aus BRAUNS et al. (1997)

Bayer. LfU (in Vorb.):
Heuschrecken in Bayern.

BayFORKLIM (1996):
Klimaatlas von Bayern. Bayerischer Klimaforschungs-
verbund, c/o Meteorologischen Institut der Universität
München, München.
BELLMANN, H. (1993):
Heuschrecken. Naturbuch Verlag, Augsburg.

CORAY, A.; A.W. LEHMANN (1998):
Taxonomie der Heuschrecken Deutschlands (Orthop-
tera): Formale Aspekte der wissenschaftlichen Namen,
Artikulata Beiheft 7, S. 63-152.

DETZEL, P. (1998):
Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer Verlag,
Stuttgart.

DGfO (1999):
Deutsche Gesellschaft für Orthopterologie. Online
in Internet: URL: [http://www.uni-
muenster.de/Landschaftsoekologie/ag_bioz/DGfO](http://www.uni-muenster.de/Landschaftsoekologie/ag_bioz/DGfO)

FAHMY, P. (1999):
XLStat, Version 4.1. Stand Dezember 1999. Online in In-
ternet: URL: <http://www.xlstat.com>

GLA (1991):
Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.): Standort-
kundliche Landschaftsgliederung von Bayern, Über-
sichtskarte 1:1000000 und Abhängigkeitsbeziehungen
der Bodennutzung. GLA-Fachberichte Nr. 5. München.

GOTTSCHALK, E. (1997):
Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen
Beißschrecke. Dissertation Universität Würzburg. Cuvil-
lier Verlag Göttingen.

HESS, R.; G. RITSCHEL-KANDEL (1992):
Die Beobachtung der Rotflügeligen Ödlandschrecke in
Unterfranken als Beispiel für das Management einer be-
drohten Art. Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg, Band 33. S.
75-102.

INGRISCH, S.; G. Köhler (1998):
Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissen-
schaften, Magdeburg.

KREBS, C. J. (1998):
Ecological Methodology. Addison Wesley Longman,
Melo Park, California. 2nd edition.

KLEINERT, H. (1991):
Heuschrecken als Bioindikatoren? Artikulata 6 (2): S.
149-153.

KRIEGBAUM, H. (1992):
Rote Liste gefährdeter Springschrecken (Saltatoria) und
Schaben Bayerns. Schr. R. des Bayer. LfU, Heft 111,
Beiträge zum Artenschutz 15, S. 83-86.

KUHN, N.; H. LAUßMANN, J. PFADENHAUER, H.
PLACHTER (1996):
Abhängigkeit der Heuschrecken von der Vegetation im
Wirtschaftsgrünland. Verh. Ges. Ökologie Band 26. S.
721-728.

LAUßMANN, H. (1999):
Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum
für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). Verlag
Agrarökologie, Band 34. Bern.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (1998):
Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam. 2nd english
edition.

MALKUS, J.; M. REICH, H. PLACHTER (1996):
Ausbreitungsdynamik und Habitatwahl von *Mecostethus
grossus* (L., 1758). Verh. Ges. Ökolog, Band 26, S. 253-
258.

MARZELLI, M. (1995):
Habitatansprüche, Populationsdynamik und Ausbrei-
tungsfähigkeit der Sumpfschrecke auf einer Renaturie-
rungsfläche. Dissertation Universität Würzburg.

MUHLENBERG, M. (1989):
Freilandökologie, 2. Auflage. Quelle & Meyer, Heidel-
berg.

OBERDORFER, E. (1994):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Verlag Eugen
Ulmer, Stuttgart. 7. Auflage.

RADLMAIR, S.; H. LAUßMANN (1997):
Auswirkungen extensiver Beweidung und Mahd von
Moorstandorten in Süddeutschland auf die Heu-
schreckenfauna. Verh. Ges. Ökol, Band 27, S. 199-205.

REICH, M. (1991):
Struktur und Dynamik einer Population von *Bryodema
tuberculata* (FABRICIUS, 1775). Diss. Universität Ulm,
105 S.

SACHS, L. (1998):
Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin. 8. Aufla-
ge.

SCHAEFER, M. (1992):
Wörterbücher der Biologie. Ökologie, G. Fischer,
Jena. van Wingerden, W.K.R.E., van Kreveld, A.R., Bon-
ger, W. (1992): Analysis of species composition and
abundance of grasshoppers in natural and fertilized gras-
slands. J. Appl. Entom. 113, S. 138-152.

WAGNER, G. (1995):
Populationsökologische Untersuchungen an der Rotflü-
geligen Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (Saltato-
ria, Acrididae): Verh. Ges. Ökol., Band
24, S. 227-230.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998):
Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Land-
schaftsplanung. Laufener Seminarbeiträge 8/98, Lau-
fen/Salzach. S. 9-32.

Anschrift des Verfassers:

Dipl. Biol. Dr. Helmut Schlumprecht
Büro für ökologische Studien
Alexanderstr. 5
D-95444 Bayreuth
E-Mail: oes@bth.de

Regionalisierte Indikatorwerte und autökologische Bioindikation

Dieter DORDA *

Summary

Valuation is one of the central themes in scientific nature protection. Based on the complexity of biological systems, indicative methods shall be used. They can be categorized into two different types of valuation models:

- The "Combination Methods"
- The "Index Methods"

Due to the fact that nature is alive and a dynamic and nonstatic system, flexible methods should come into effect. Only the Index Method has the advantage of being flexible. This model consists of methods which can be actualized immediately, if necessary.

1. Problemaufriß

Das gestiegene Aufgabenspektrum des Naturschutzes erforderte in den vergangenen Jahren zunehmend komplexe Bewertungsmodelle für Arten, Ökosysteme und Landschaftsausschnitte (vgl. PLACHTER 1992 u. 1994). Die Entwicklung einer Vielzahl meist sektoraler „ökologischer“ Analyse- und Bewertungsverfahren, welche überwiegend mit ökologischen Indizes wie Artenzahlen, Diversität usw. arbeiten, war die Folge (Zusammenstellung und Kritik in SCHERNER 1995).

Wenn man sich das BNatschG oder die daran angepaßten Landesgesetze ansieht, dann erkennt man, daß die Bewertung eigentlich ein gesetzlicher Auftrag ist. So wird z.B. in § 10 Saarländisches Naturschutzgesetz (SNG) geregelt, daß der Verursacher eines Eingriffes verpflichtet ist, die (unvermeidbaren) Beeinträchtigungen auszugleichen ... und ... „ausgeglichen ist ein Eingriff dann, wenn keine Beeinträchtigung mehr zurückbleibt und das Landschaftsbild landschaftsgerecht wieder hergestellt ist“. Wie aber läßt sich zeigen, daß ein Eingriff auch tatsächlich ausgeglichen ist? Standardmäßig wird dabei wie folgt vorgegangen: Ist-Zustand und Soll-Zustand (= Planung) werden einander gegenübergestellt und die Situation - sowohl vorher als auch nachher - bilanziert (bewertet). Die Notwendigkeit der Bewertung ergibt sich also eindeutig aus § 10 SNG.

Wenn nun Ersatzmaßnahmen nicht möglich sind, so sagt das Gesetz weiter, müssen Ausgleichsabgaben entrichtet werden. Eine Ausgleichsabgabe bzw. deren Höhe läßt sich aber nur ermitteln, wenn auch eine Methode zur Verfügung steht, mit Hilfe derer

die Abgabe ermittelt werden kann. Auch hier ist die Bewertung gefordert.

Vergleichbar ist die Situation beim Öko-Konto, wo ja Öko-Punkte angesammelt und diese dann mit einem Projekt (wo ggf. ein Ausgleich notwendig wird) wiederum verrechnet werden können. Diese Praxis (das Auf- und Abbuchen von Punkten) kann natürlich nur dann funktionieren, wenn auch bekannt ist, wieviele Punkte durch welche Maßnahmen erzeugt bzw. benötigt werden.

2. Die Bewertung von Organismen und Flächen

2.1 Der „kleine“ Unterschied Naturschutz: Ökologie

In der naturschutzfachlichen Praxis hat man es also ständig mit dem Thema „Bewertung“ zu tun. Naturschutz darf aber nicht gleich gesetzt werden mit „Ökologie“. Im Naturschutz wird bewertet und in der Ökologie nicht. Naturschutz besitzt im Gegensatz zur Ökologie immer eine wertende Dimension (Abb. 1).

So geht es in der Ökologie darum, die Lebensabläufe zu beschreiben, zu studieren und ggf. zu verstehen. Untersuchungsgegenstand der Freilandökologie sind z.B. die Ökosysteme welche untersucht werden, hinsichtlich Artenvielfalt, Gleichverteilung der Arten, hinsichtlich der dominanten oder rezedenten Arten usw. Auf diese Art und Weise wird praktisch das gesamte Ökosystem analysiert. Exakt hier endet aber auch das Betätigungsfeld der Ökologie.

Der Naturschutz selbst hat nun eine andere Zielsetzung. Zwar arbeitet der Naturschutz durchweg mit den gleichen Erhebungsmethoden wie die Ökologie. Nur was ihn von der Ökologie unterscheidet ist die Art und Weise wie er mit den erhobenen Daten umgeht, sie interpretiert. Der Naturschutz ist nämlich ständig in der Pflicht, die (mittels freilandökologischer Methoden) erhobenen Daten zu bewerten.

2.2 Das Prinzip der Indikation

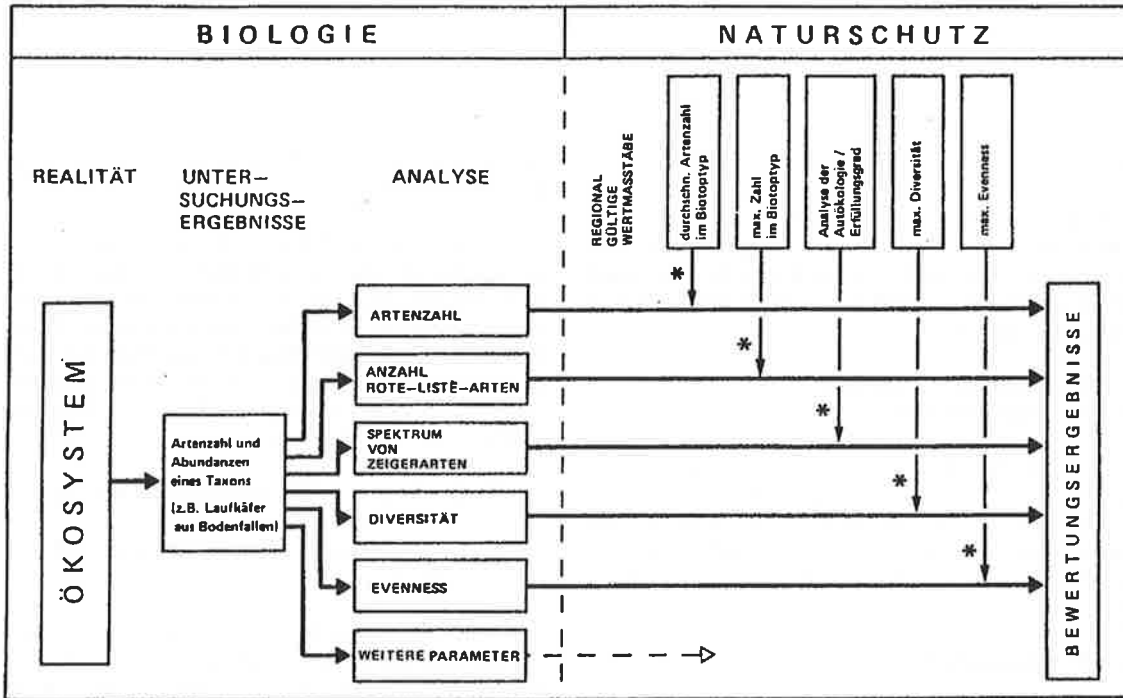
Landschaften sind im Prinzip äußerst komplexe Gefüge, die aus einzelnen Teilkompartimenten bestehen, welche ineinander verwoben sind, wo es In- und Outputs gibt, an Arten, an Stoffströmen, an Information usw. Im Idealfall handelt es sich um eine Landschaft, die äußerst vielfältig und heterogen ist,

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Regionale Indikatorarten“ vom 26.-27. Januar 2000 in Freising (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

Abbildung 1

Der Unterschied Ökologie/Biologie : Naturschutz.

Naturschutz und Biologie arbeiten durchaus mit den gleichen freilandökologischen Methoden; exakt bei der Bewertung endet aber die Ökologie und der Naturschutz beginnt (aus: PLACHTER 1990).



an der verschiedene Biotoptypen teilhaben. So z. B. ein Fluß, ein Wald, ein Magerrasenhang, offene kahlerdige Stellen, eine Siedlung, eine Straße usw. Diese einzelnen Biotoptypen sind nun ihrerseits Lebensräume für verschiedene, an sie angepasste Pflanzen- und Tierarten. Eine solche Landschaft in ihrer Gänze aufzuschlüsseln, mit den gängigen freilandökologischen Methoden, würde einem Unterfangen gleichkommen, das sehr aufwendig ist und lange Zeit in Anspruch nähme.

Eine Möglichkeit hier zu einer befriedigenden Lösung zu kommen ist der Schritt, repräsentative Teilausschnitte einer Landschaft zu bilden, diese Teilausschnitte zu untersuchen (Stichprobe) und von der Stichprobe auf die Grundgesamtheit (Landschaft) zurückzuschließen (= Indikation). Ähnlich wie in der Statistik wo von der Stichprobe auf die Grundgesamtheit geschlossen wird, erfolgt auch in der Bewertung der Schritt von unten nach oben, von der Stichprobe auf die Grundgesamtheit.

Wie hat man sich nun den Bewertungsvorgang mittels Indikation vorzustellen?

Wie bereits o.a. gibt es keine richtige und keine falsche Bewertung, denn: „das Bewertungsbeispiel gibt es nicht“ (JESSEL 1996). Die Vorstellung zu glauben, daß man die komplexe Landschaft in ein Bewertungssystem pressen kann, ist nicht realistisch. Dazu ist die Landschaft viel zu komplex und vielfältig. Insofern gibt es auch verschiedene Bewertungsansätze und -modelle. Alle an dieser Stelle zu nennen, würde den Rahmen vorliegenden Artikels sprengen. Nachfolgend sei jedoch exemplarisch auf die Bewertungspraxis näher eingegangen.

2.3 Die Praxis der Bewertung - Beispiele

Das Bewertungsmodell von BERNDT, HECKENROTH & WINKEL

BERNDT et al. haben 1978 ein Bewertungsmodell speziell für die Artengruppe der Vögel geschrieben. Das Bewertungsmodell arbeitet ausschließlich mit den Arten der RL. Die erreichte Punktzahl (pro Art) hängt von der Anzahl der Brutpaare ab. Durch Aufsummierung kommt man zu einer Gesamtpunktzahl, welche wiederum zur untersuchten Flächengröße ins Verhältnis gesetzt wird (Korrekturfaktor).

Das Bewertungsmodell von BLANA

Das Bewertungsmodell von BLANA (1978) arbeitet als Grundlage mit dem „Ornithologischen Wert“ welcher sich berechnet aus der Diversität (H) und der Singularität nach

$$eH^4 \times \sum p_i \times f_i \times s_i$$

Für jede im Gebiet ansässige Art werden deren Dominanz (p_i), ein überregionaler Seltenheitsfaktor (für Arten der Roten Liste) sowie ein artspezifischer Seltenheitswert (entsprechend dem prozentualen Anteil am gesamten Vogelbestand einer größeren Region) ermittelt.

Das Bewertungsbeispiel nach BEZZEL

Ein von BEZZEL (1982) formulierter Ansatz berücksichtigt ebenfalls alle im Gebiet ansässigen Arten. Eine Gewichtung erfolgt mit „Indexwerten“, welche als arithmetische Mittel aus vier Kriterien

(A-Wert = Arealgröße, B-Wert = Verteilung, C-Wert = Bestandsgröße, D-Wert = langfristige Abundanzdynamik) resultieren.

Wert rein mathematisch entwickelt, verfolgt also BEZZEL einen anderen Ansatz. BEZZEL weist den Indikatorarten normativ Werte zu, sog. Indexwerte. Das Ergebnis ist eine Liste ordinalskalierteter Werte.

Im Vergleich zu BLANA, der den ornithologischen

Abbildung 2

Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern.

Während der Jahre 1990-1998 hat eine bundesweite Arbeitsgruppe "Fauna" Standards zur faunistischen Untersuchung von Naturwaldreservaten erarbeitet. Das Ergebnis ist u.a. eine Liste, die die indikatorische Aussagekraft der einzelnen Artengruppen in bezug auf die Naturwaldforschung festlegt (aus. WINTER et al. 1999).

Tiergruppe	ungefähre Artenzahl in Deutschland (bzw. * in Mitteleuropa) Stand 1997	Ökologischer Kenntnisstand		Steuerfunktion	Quantifizierbarkeit	Indikatorfunktion							Summe der Bewertungen		
		a) Literatur	b) Aufwand			Temperatur	Feuchte	Lichtintensität	Pflanzenarten	Totholz	Substrat (Chemismus)	Raumstruktur			
Gastropoda (Schnecken)	270	4	4	4	2	3		x					x		22
Annelida (Ringelwürmer) (terrestrisch)	233	5	4	5	5	4		x					x		28
Araneae (Spinnen)	956	4	4	3	4	3	x	x	x					x	25
Opiliones (Weberknechte)	42	4	4	3	2	3	x	x						x	21
Pseudoscorpiones	24	3	4	3	2	2		x				x			18
Acarina (Milben)	*2500	3	2	1	4	3	x	x	x	x	x	x	x		23
Isopoda (Asseln)	49	4	4	5	3	3		x					x		23
Chilopoda (Hundertfüßer)	52	4	4	4	3	3		x				x			22
Diplopoda (Doppelfüßer)	112	4	4	3	3	3		x				x	x		23
Apterygota (Urinsekten)	*300	4	4	2	4	3	x	x	x	x	x	x	x		26
Blattaria (Schaben)	10	3	4	4	2	2	x		x					x	20
Saltatoria (Heuschrecken)	78	5	5	4	2	2	x	x	x					x	24
Dermoptera (Ohrwürmer)	7	4	5	5	2	3		x						x	22
Psocoptera (Staubläuse)	92	3	4	2	2	2							x		16
Thysanoptera (Fransenflügler)	223	3	4	2	2	3				x	x				19
Heteroptera (Wanzen)	800	4	4	4	3	3	x	x		x	x				25
Homoptera: Auchenorrhyncha (Zikaden)	500	3	2	3	3	3	x			x					19
Sternorrhyncha (Pflanzenläuse)	*1140	3	3	2	4	3				x					20
Coleoptera (Käfer)	6500	5	5	4	4	3	x	x	x	x	x	x	x	x	32
Neuropteroidea (Netzflüglerartige)	102	4	4	4	3	2	x	x				x			23
Hymenoptera: Symphyta (Pflanzenwespen)	696	3	2	2	3	3				x					17
Parasitica (Schlupf- und Gallwespen)	*10000	2	1	3	3	3				x					18
Aculeata (Stechimmen)	1400	4	4	4	4	3	x	x	x	x	x	x	x	x	30
Mecoptera (Schnabelfliegen)	9	4	4	4	2	3	x		x					x	21
Diptera (Zweiflügler)	*8000	2	2	2	4	4	x	x	x	x	x	x	x	x	25
Lepidoptera: Micro- (Kleinschmetterlinge)	*1200	3	3	2	4	2	x	x	x	x	x	x	x		24
Macro- (Großschmetterlinge)	*1800	5	5	4	4	2	x	x	x	x	x	x	x	x	31
Amphibia (Lurche)	20	5	5	5	2	4		x						x	25
Reptilia (Kriechtiere)	12	5	5	5	2	2	x		x					x	24
Aves (Vögel)	255	5	5	5	5	5			x		x			x	31
Mammalia: Kleinsäuger	45	4	5	4	5	3			x					x	25
Chiroptera (Fledermäuse)	26	4	5	4	3	2								x	21

Dieses Vorgehen einer normativen Wertzuweisung ist überall dort anwendbar, wo nicht exakt naturwissenschaftlich gemessen werden kann.

Die Bewertungsmatrix der Projektgruppe „Naturwaldreservate – UG Fauna“

Abb. 2 zeigt das Ergebnis einer aus Forstleuten und Biologen interdisziplinär zusammengesetzten Projektgruppe, deren Aufgabe es war, die Indikatorartengruppen zu ermitteln, welche speziell für die Naturwaldreservatsforschung geeignet sind (WINTER et al. 1999).

Dabei werden die Artengruppen hinsichtlich ihrer Aussagekraft in bezug auf die einzelnen Kriterien (Ökolog. Kenntnisstand, Bestimmbarkeit usw.) eingestuft (normiert). Die Addition der Zeilenwerte führt zum Ergebnis der Einzelbewertung einer jeden Artengruppe. Im Beispiel erhalten die Gastropoda (Schnecken) den Wert 22. Die Artengruppe der Vögel erreicht jedoch den Wert 31. Das heißt, der Artengruppe der Vögel wird in bezug auf die Naturwaldforschung generell eine bessere indikatorische Aussagekraft attestiert als z.B. der Artengruppe der Schnecken.

Die o.a. Beispiele zeigen exemplarisch die unterschiedlichen Ansätze bei der Entwicklung von Bewertungsmodellen. Zusammenfassend können folgende Verfahren unterschieden werden:

- Kombinationsverfahren
- Index-Verfahren.

Zu den Kombinationsverfahren würde man die Methode von BERNDT und BLANA stellen, zu den Index-Verfahren die von BEZZEL sowie WINTER et al.

3. Problematisierung anhand von Fallbeispielen

Wichtig bei dem Thema Bewertung ist aber nicht nur, daß man sich für einen Ansatz entscheidet (Index-Verfahren, Kombinationsverfahren). Wichtig ist, daß das Bewertungsmodell auch in der Lage ist, die „Unwägbarkeiten“ abzufangen, welche sich i.d.R. bei der Arbeit mit biologischen Systemen ergeben. Dies soll nachfolgend erläutert werden.

Abb. 3 zeigt die aktuelle Verbreitung der Blauflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) im Saarland. Die Verbreitungskarte zeigt, daß die Art große Teile des Saarlandes besiedelt. Dies steht im Gegensatz zur Situation der Art in Deutschland, wo *Oedipoda caerulescens* ja eher lückig verbreitet ist (vgl. INGRISCH & KÖHLER 1998).

Will man nun die Art als Bewertungsindikator einsetzen, kommt es ganz entscheidend auf den Raumbezug an. Es stellt sich nämlich die Frage, wie es denn nun zu diesem Verbreitungsbild kommt und

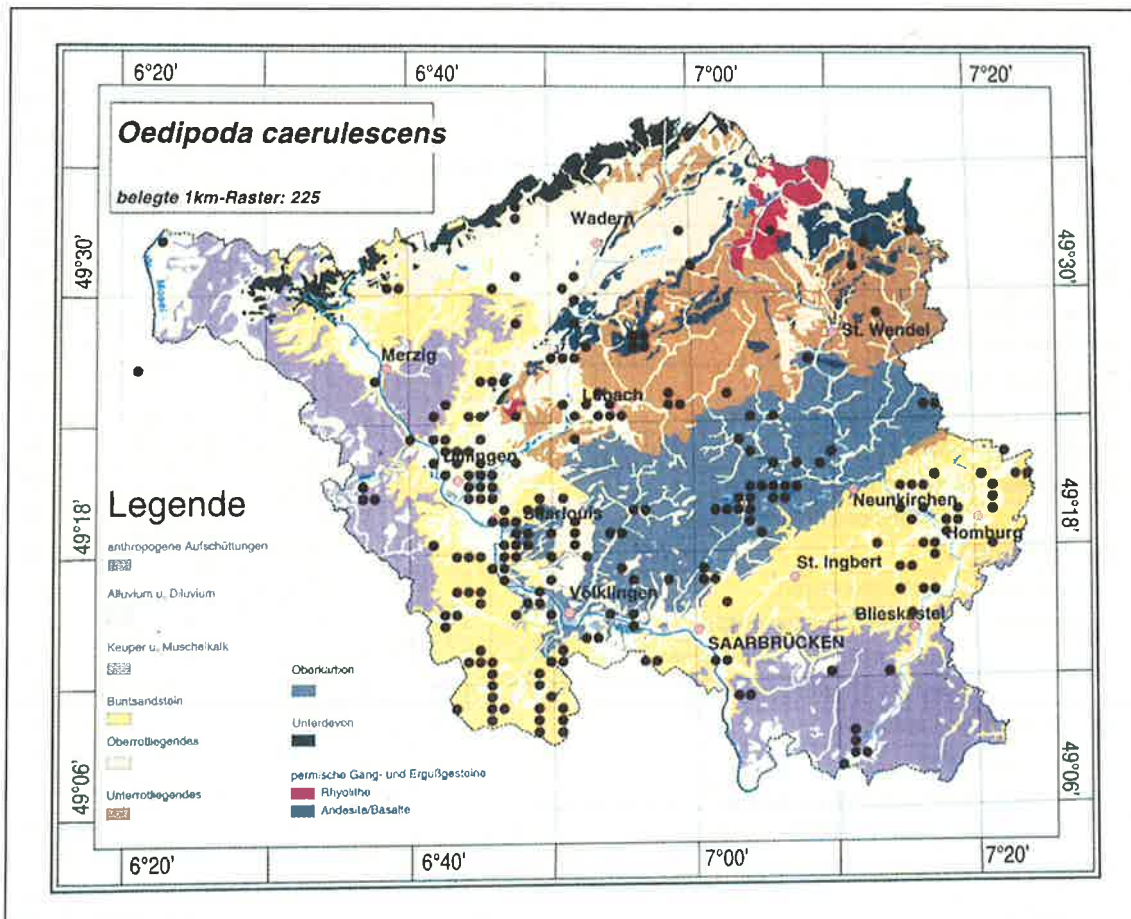


Abbildung 3

Verbreitung von *Oedipoda caerulescens* im Saarland in Abhängigkeit von der Geologie.

(um beim Beispiel Saarland zu bleiben) wieso ist das Saarland – wenn es doch offensichtlich klimatisch geeignet ist – nicht flächendeckend von *Oedipoda* besiedelt?

Zur Klärung dieser Frage wurde in Abb. 3 zusätzlich die Faktorenkarte „Geologie“ hinterlegt. Und wenn man sich nun die Verbreitung von *Oedipoda* unter dem Gesichtspunkt „Geologie“ betrachtet sieht man, daß sich die Vorkommen von *Oedipoda caerulescens* im Saarland schwerpunktmäßig auf die Buntsandsteingebiete konzentrieren - es also eine gewisse Form der Abhängigkeit gibt zwischen Geologie einerseits (Buntsandstein) und dem Vorkommen von *Oedipoda caerulescens* andererseits.

Dies wiederum ist bundesweit betrachtet nicht unbedingt der Fall. So ist z.B. bekannt, daß *Oedipoda caerulescens* in Thüringen die primär vegetationsfreien Kuppen der Porphyrlandschaften besiedelt, in Baden-Württemberg ist es die wärmebegünstigte Oberrheinebene usw. Die Tatsache, daß Arten in unterschiedlichen Landschaften unterschiedlich ökologisch eingemischt sind, ist vielfach bekannt.

So weiß man z.B. von Laufkäfern, daß diese in Norddeutschland ganz andere Biotope besiedeln als z.B. in Süddeutschland. Aber nicht nur bei den Insekten. Auch bei der im allgemeinen gut untersuchten Artengruppe der Vögel sind solche regionalen Unterschiede feststellbar. Zum Beispiel besiedelt die Heidelerche im Saarland die Kalk-Halbtrockenrasen während es in Norddeutschland lichte Kiefern-Mischwälder sind.

Das bedeutet aber: der Indikatorwert für *Oedipoda caerulescens*, für die Heidelerche oder aber auch für andere vergleichbar eingemischte Arten muß eben für das Saarland ein anderer sein als der für Nord- oder Ostdeutschland. Ein Bewertungsmodell muß dies ausreichend berücksichtigen können, weshalb grundsätzlich auch eine Regionalisierung der Indikatorwerte anzustreben ist.

Problem: Sporadische Dislokation

Innerhalb der Praxis der Herausarbeitung von Indikatorarten treten aber nicht nur Schwierigkeiten auf, wenn man denn regionale Unterschiede auszu-

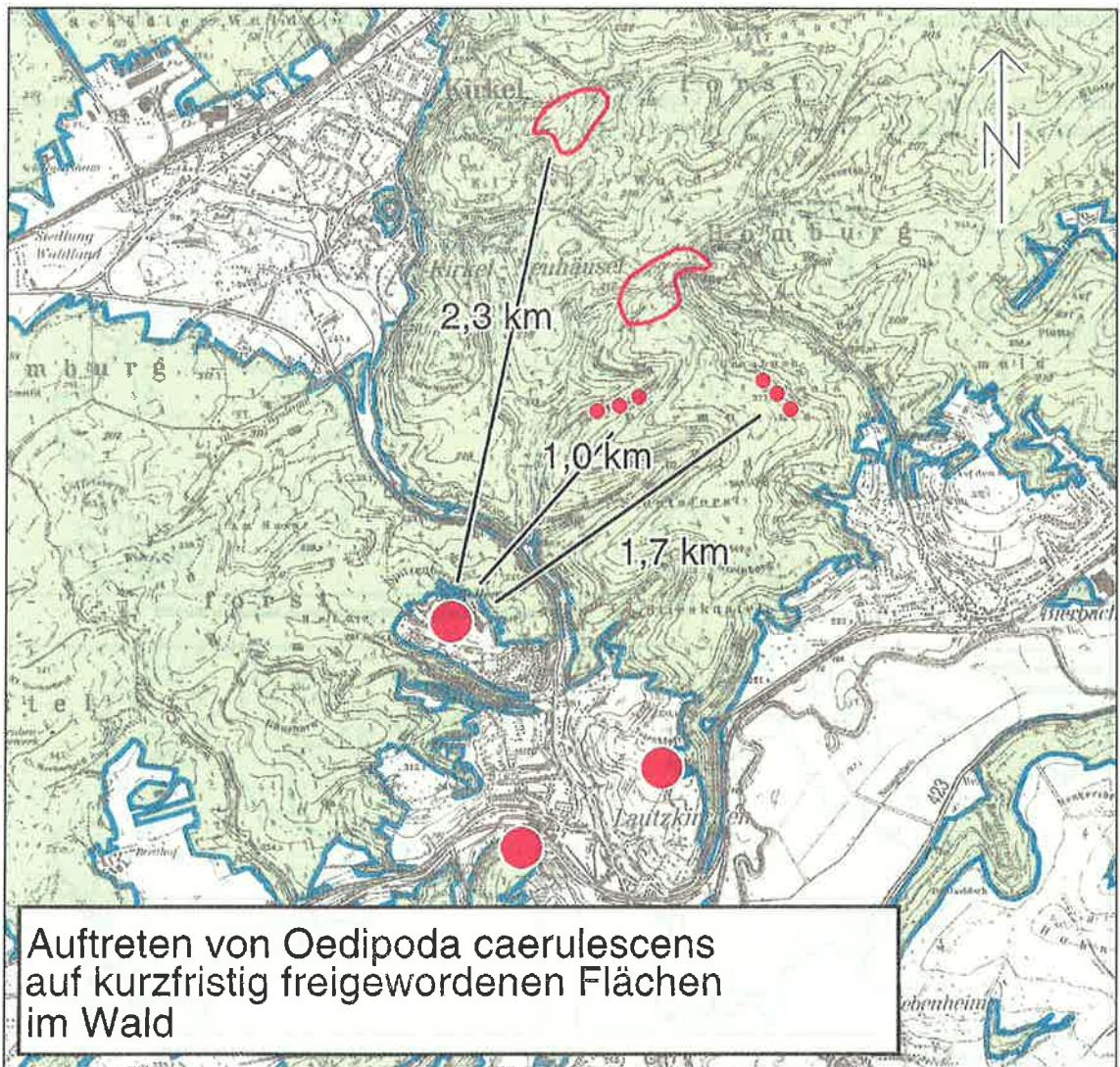


Abbildung 4

Auftreten von *Oedipoda caerulescens* auf kurzfristig freigewordenen Flächen im Wald.

Die Abb. zeigt die Entfernung zwischen den bekannten Vorkommen von *Oedipoda caerulescens* und die sporadisch besiedelten Habitate im Wald.

gleichen hat. Es treten bereits erhebliche Schwierigkeiten auf, wenn man es denn mit Arten zu tun hat, die plötzlich irgendwo vorkommen, wo sie eigentlich gar nicht hingehören.

Abb. 4 z.B. zeigt das Ergebnis einer im Saarland durchgeführten Wald-Biotopkartierung. Da waren im Sommer des Jahres 1995 plötzlich auf Windwurfflächen mitten im geschlossenen Wald, Vorkommen von *Oedipoda caerulescens* bekannt geworden; Flächen, die teilweise mehr als 2 km Luftlinie von den traditionellen Vorkommen entfernt sind.

Ökologisch interessant ist dabei allemal festzustellen, wie schnell denn eine Art in der Lage ist, solche neu entstandenen, vorübergehend freigewordenen Habitate zu besiedeln. Offen bleibt aber die Frage, wie denn nun die Tiere in den Wald gekommen sind (durch die Luft oder über die Waldwege?). Die Fähigkeit, sporadisch eine Arealexpansion durchzuführen läßt natürlich eine Art wie *Oedipoda* in bezug auf die indikatorische Aussagekraft anders dastehen, als eine weniger expansive Art. Dies gilt sowohl für die lokalen als auch für die regionalen Verhältnisse.

Abb. 5 zeigt an einem weiteren Beispiel (Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*) die Verbreitung dieser Art im Saarland zwischen den Jahren 1988

und 1994. Die Abb zeigt, daß diese wärmeliebende, mediterrane Art, die deutschlandweit nur in den südlichen Bundesländern vorkommt, über die Jahre hinweg kontinuierlich ihr Areal erweitert hat.

Die Frage nach dem „Wie“ kann jedoch in diesem Fall – ganz anders als bei *Oedipoda* – beantwortet werden. Bei *Oecanthus pellucens* konnten nämlich langflügelige, makroptere Formen nachgewiesen werden, welche ganz entscheidend die Ausbreitung der Art mit beeinflussen (vgl. DORDA 1995a, DORDA 1995b; vgl. auch Abb. 6). Darüberhinaus konnte gezeigt werden, daß zwischen Hinterflügel-Länge und zurückgelegter Wegstrecke ein statistisch abgesicherter Zusammenhang besteht. Je länger also die HFL sind, desto größere Strecken können auch die einzelnen Tiere zurücklegen.

Problem: Fehlende Persistenz

Verfolgt man nun die Bestandsentwicklung des Weinhähnchens auf ausgewählten Standorten und über längere Zeit, so ist festzustellen, daß die Bestandsdichte der Art keineswegs konstant ist. Abb. 7 zeigt die Bestandsentwicklung des Weinhähnchens für die Jahre 1992 bis 1996 und demonstriert wie stark der Weinhähnchenbestand über die Jahre hinweg schwanken kann.

Welche Schlüsse lassen sich nun aus den oben dargelegten Fallbeispielen ziehen?

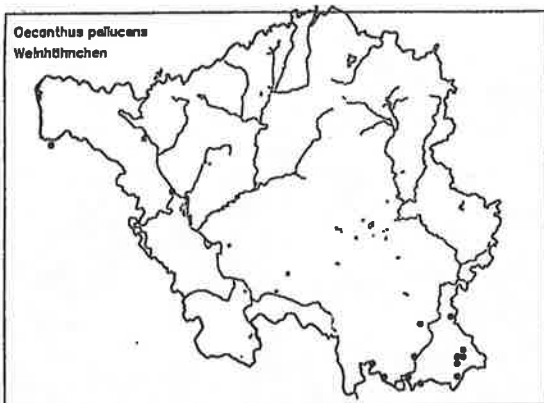


Abb. 54: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1988

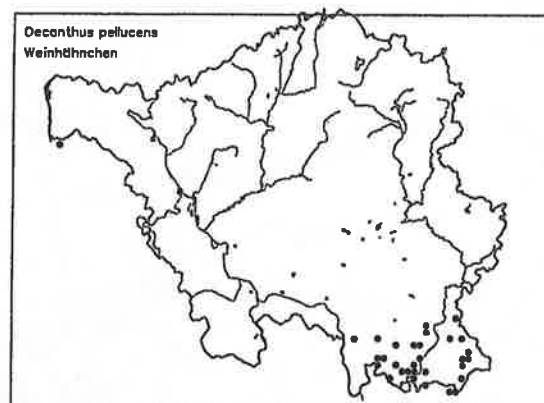


Abb. 55: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1992

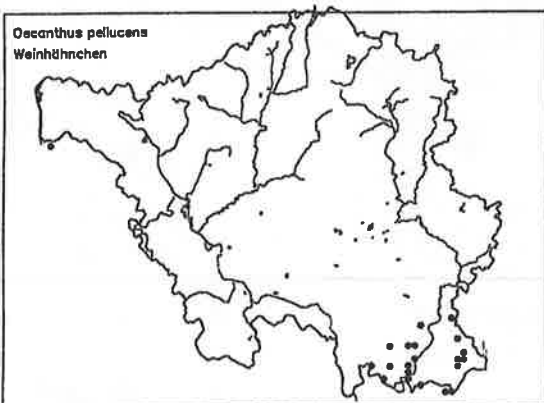


Abb. 56: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1991

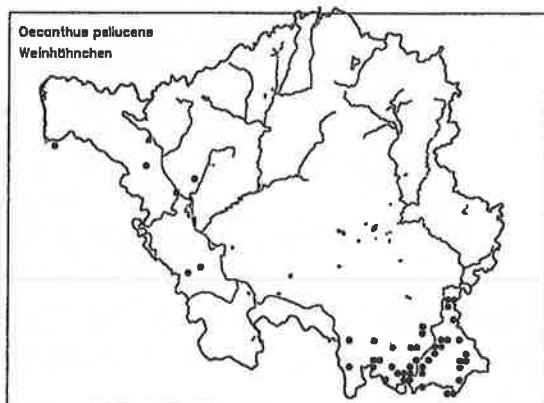


Abb. 57: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1994

Abbildung 5

Bestandsentwicklung des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens*) im Saarland in den Jahren 1988 – 1994.

Die Abb. zeigt, wie stark die Verbreitung der Art über die Jahre hinweg zugenommen hat (aus: DORDA 1998).



Abbildung 6
vgl Anlage.

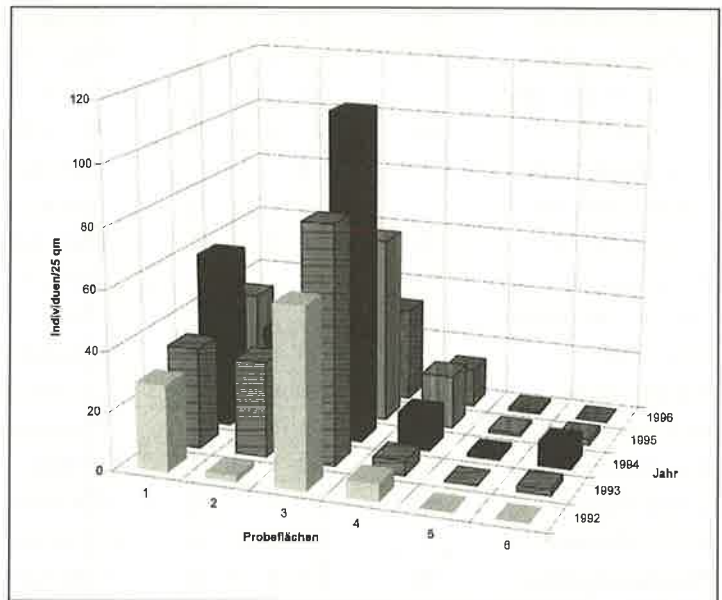


Abbildung 7
Bestandsdichteentwicklung des Weinhähnchens auf Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1992 bis 1996.

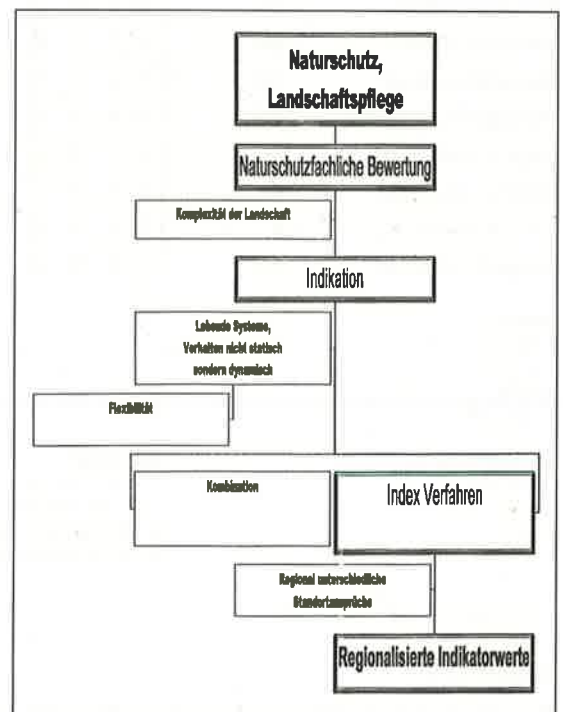


Abbildung 8
Fließdiagramm als Plädoyer für Index-Verfahren.

Zeigerwerte der Heuschrecken (Orthopteroidea) des Untersuchungsgebietes							
	1km-Flasterfrequenz	Seltenheit der Art (S)				Art-Indikatorwert (I)	
		Regionalität (R)	Ökologische Valenz (Ö)	Seltenheit des Lebensraumes (L)			
		3	3	3	3		
<i>Calliptamus italicus</i>	*	3	3	3	3	12	Italienische Schönschrecke
<i>Chorthippus biguttulus</i>	453	1	0	2	1	4	Nachtigall-Grashüpfer
<i>Chorthippus brunneus</i>	290	1	1	2	1	5	Brauner Grashüpfer
<i>Chorthippus dorsatus</i>	193	1	1	1	0	3	Wiesen-Grashüpfer
<i>Chorthippus mollis</i>	42	3	3	2	3	11	Verkannter Grashüpfer
<i>Chorthippus montanus</i>	70	3	0	0	0	3	Sumpf-Grashüpfer
<i>Chorthippus parallelus</i>	713	0	0	0	0	0	Gemeiner Grashüpfer
<i>Chrysochraon brachyptera</i>	*	3	3	2	2	10	Kleine Goldschrecke
<i>Chrysochraon dispar</i>	856	0	0	0	0	0	Große Goldschrecke
<i>Conocephalus discolor</i>	425	2	1	1	1	5	Langflüg. Schwertschrecke
<i>Decticus verrucivorus</i>	65	2	2	1	1	6	Warzenbeißer
<i>Gomphoceris rufus</i>	159	0	0	1	0	1	Rote Keulenschrecke
<i>Gryllus campestris</i>	139	2	1	1	1	5	Feldgrille
<i>Leptophyes punctatissima</i>	81	1	1	1	1	4	Punktierte Zartschrecke
<i>Mantis religiosa</i>	*	3	3	3	3	12	Gottesanbeterin
<i>Metriopectera bicolor</i>	462	0	0	1	1	2	Zweifarbige Beißschrecke
<i>Metriopectera roeseli</i>	253	1	0	1	1	3	Roesels Beißschrecke
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	37	3	2	3	3	11	Gefleckte Keulenschrecke
<i>Nemobius sylvestris</i>	280	1	0	1	0	2	Waldgrille
<i>Oecanthus pellucens</i>	33	3	3	2	2	10	Weinhähnchen
<i>Oedipoda caerulea</i>	115	3	2	2	2	9	Blauflügel. Ödlandschrecke
<i>Oedipoda germanica</i>	*	3	3	3	3	12	Rotflügel. Ödlandschrecke
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	4	3	3	3	3	12	Rotleibiger Grashüpfer
<i>Omocestus ventralis</i>	39	2	2	2	2	8	Buntbäuchiger Grashüpfer
<i>Omocestus viridulus</i>	305	2	2	1	0	5	Bunter Grashüpfer
<i>Phaneroptera falcata</i>	180	0	0	1	0	1	Gemeine Sichelschrecke
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	523	1	0	1	1	3	Strauschschrecke
<i>Platycleis albopunctata</i>	37	3	1	2	2	8	Westliche Beißschrecke
<i>Stenobothrus lineatus</i>	51	2	1	2	1	6	Heide-Grashüpfer
<i>Tetrix tenuicornis</i>	8	2	1	2	2	7	Sahlbergs Dornschrecke
<i>Tettigonia viridissima</i>	512	0	0	0	0	0	Grünes Heupferd
Seltenheit:							
0=häufig							
1=verbreitet							
2=selten							
3=sehr selten							
Ökologische Valenz:							
0=sehr hoch							
1=hoch							
2=gering							
3=sehr klein							
Regionalität:							
0=geschlossenes Areal							
1=+/- zusammenhängendes Areal							
2= disjunktes Areal; regionalspez. Biotoppräferenz							
3= Inselvorkommen; regionalspez. Biotoppräferenz							
* = nicht zur saarländischen Fauna gehörend							

Abbildung 9

Beispiel einer regionalisierten Indikator-Arten-Liste (aus: DORDA 1998).

4. Schluß-Plädoyer für die Index-Verfahren

Wie bereits o.a. ist die Bewertung eines der zentralen Themen des wissenschaftlichen Naturschutzes. Ferner ist unbestritten, daß aufgrund der Komplexität der Landschaft indikative Methoden zum Einsatz kommen müssen.

Nun hat man es in der Natur aber mit lebenden Systemen zu tun, deren Verhalten nicht immer prognostizierbar ist und die sich auch nicht überall gleich verhalten. Für die Praxis der Erstellung von Bewertungsmodellen läßt sich daher ableiten, daß die zur Anwendung kommenden Verfahren flexibel sein müssen, um nötigenfalls auch schnell aktualisiert werden zu können (siehe „Problemfall“ Weinhähnchen).

Die Eigenschaft flexibel zu sein, besitzt von den o.g. Verfahren (Kombinationsmethode, Indexmethode) aber nur die Index-Methode (Abb. 8) denn die Indexwerte werden auf normativem Wege entwickelt, die Verfahren sind flexibel und damit speziell für den Einsatz in dynamischen Systemen geeignet. Wirklich zweitrangig ist in diesem Zusammenhang die Frage, wie denn nun die Indexwerte mathematisch verknüpft werden sollen (additiv, multiplikativ, arithmetisches Mittel usw.). So wurde in dem Beispiel in Abb. 9 eine additive Verknüpfung gewählt; denkbar sind aber auch andere Vereinbarungen.

Zusammenfassung

Die Bewertung ist eines der zentralen Themen im wissenschaftlichen Naturschutz. Aufgrund der Komplexität biologischer Systeme müssen indikative Methoden zum Einsatz kommen. Als Verfahren können unterschieden werden:

- Kombinationsverfahren
- Index-Verfahren

Aufgrund der Tatsache, daß man es mit lebenden Systemen zu tun hat, müssen die zur Anwendung kommenden Verfahren flexibel sein, um nötigenfalls auch schnell aktualisiert werden zu können. Den Vorteil flexibel zu sein, bieten einzig die Index-Verfahren.

6. Literatur

BERNDT, R.; H. HECKENROTH & W. WINKEL (1978): Zur Bewertung von Vogelbrutgebieten. Vogelwelt 99: 222-226.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer. Stuttgart.

BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Beitr. Avifauna Rheinland 12.

DORDA, D. (1995): Bemerkungen zur Isolation, Ausbreitungsstrategie und zum Auftreten makropterer Formen beim Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*, SCOP. 1763) im Saarland. Z. Ökologie u. Naturschutz 4: 125-133. Jena.

————— (1998): Heuschreckenzönosen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalk-Magerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes. Aus Natur und Landschaft im Saarland, Abh. 23. Saarbrücken.

INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629. Westarp Wissenschaften. Magdeburg.

JESSEL, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- u. Umweltplanung. Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen. Naturschutz & Landschaftsplanung 28 (7): 211-216

PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Würt. 67: 9-48

————— (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 87-106. Jena

SCHERNER, E. (1995): Realität oder Realsatire der „Bewertung“ von Organismen und Flächen. Schr.-R. f. Landschaftspfl u. Naturschutz 43: 377-410.

WINTER, K. et al. (1999): Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. IHW-Verlag. Berchtesgaden.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Dieter Dorda
Stadtbauamt, Abt. Bauverwaltung/Umweltschutz
Kreis- u. Universitätsstadt Homburg
Am Forum 5
D-66424 Homburg
Fax 08684/101-555

Standortsspezifische Surrogate und Korrelate der α -Artendichten in der Grünland-Vegetation einer peripheren Kulturlandschaft Hessens*

Rainer WALDHARDT, Dietmar SIMMERING & Annette OTTE

Abstract

We derived surrogates and correlates of α -species richness from a phytosociological survey of grassland vegetation in the Lahn-Dill-Highlands (Hesse, Germany).

Numbers of species found in subplots (25 m²) correlated with total species numbers of the entire allotments. α -species richness of subplots showed qualitative and quantitative relations with the frequencies of distinct species or taxonomic groups (Poaceae, Fabaceae). Grassland age and density of vegetation corresponded with species numbers of the subplots as well. Our research is embedded in the German-Research-Foundation (DFG) project „Land Use Concepts for Marginal Regions“. The significance of our studies for an efficient assessment of α -plant-species-richness in accordance with site characteristics and land use-types, and also for other components of biodiversity, is shown. Taking the above relations into account, we discuss the causes of small-scale variability of α -species richness in grasslands of the surveyed area and formulate criteria for future sustainable land use-management.

Keywords: α -species-richness, biodiversity, correlate, floristic diversity, indicator, land use, marginal landscape, surrogate

Zusammenfassung

Aus floristisch-vegetationskundlichen Erhebungen in der Grünland-Vegetation des Lahn-Dill-Berglands (Hessen) wurden Surrogate und Korrelate der α -Artendichten abgeleitet. Aus den α -Artendichten in 25 m² großen Teilflächen kann auf die α -Artendichten in ganzen Schlägen geschlossen werden. Die α -Artendichten der Teilflächen weisen qualitative bzw. quantitative Beziehungen zu den relativen Häufigkeiten (Stetigkeiten) einzelner Arten, den erhobenen Artenzahlen der Fabaceae und Poaceae, der Dichte der Vegetationsdecke und deren Alter auf.

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 299 'Landnutzungskonzepte für periphere Regionen'. Ihre Bedeutung für eine effiziente Ermittlung von standort- und nutzungsbedingt variierenden α -Pflanzenartendichten sowie weiterer Teilkomponenten der Biodiversität

einer Landschaft wird aufgezeigt. Aus den ermittelten Beziehungen wird auf Ursachen für eine zuweilen kleinräumige Variabilität der α -Artendichten des Grünlands geschlossen. Daraus werden Anforderungen an dessen künftige Nutzung abgeleitet. Schlagwörter: Surrogat, Korrelat, Indikator, Biodiversität, floristische Diversität, α -Artendichte, periphere Kulturlandschaft, Landnutzung

Schlagwörter: Surrogat, Korrelat, Indikator, Biodiversität, floristische Diversität, α -Artendichte, periphere Kulturlandschaft, Landnutzung

1. Einleitung

Die Biodiversität einer Landschaft gliedert sich in miteinander verknüpfte Komponenten, die von NOSS (1990) als „compositional“, „structural“ und „functional components“ beschrieben werden. Jede dieser Komponenten ist als Wirkungsgefüge von Teilkomponenten zu betrachten, welche die im Sinne von EGLER (1970) wiederum miteinander in Beziehung stehenden Hierarchie-Ebenen der biologischen Systeme und Systemkomplexe kennzeichnen (vgl. WALDHARDT & OTTE 2000). In ihrer Gesamtheit ist die Biodiversität nicht messbar. Besonders in der landschaftsbezogenen Biodiversitätsforschung gilt es daher, zur effizienten Ermittlung der biologischen Vielfalt Indikatoren zu erarbeiten, welche als Surrogate qualitative Beziehungen, als Korrelate eine signifikante Korrelation zu (Teil-)Komponenten der Biodiversität aufweisen (FAITH & WALKER 1996, DUELLI 1997, DUELLI & OBRIST 1998).

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs ‚Landnutzungskonzepte für periphere Regionen‘ (SFB 299) an der Justus-Liebig-Universität Gießen (FREDE & BACH 1999) sind es übergeordnete Ziele unserer Arbeitsgruppe, eine effiziente Methodik zur räumlich und zeitlich differenzierten Analyse der floristisch-phytozoenotischen Diversitäten einer peripheren Kulturlandschaft sowie qualitative und quantitative Beziehungen zwischen diesen und Landnutzungsformen, -intensitäten, -mustern sowie deren Dynamik zu entwickeln (FUHR-BOßDORF et al. 1999, WALDHARDT et al. 1999, SIMMERING et al. 2000, WALDHARDT et al. 2000). In diesem Zusammenhang wurden aus floristisch-vegetationskundlichen Detailerhebungen im Grünland zweier Testgebiete unter Berücksichtigung einer standörtlich und durch unterschiedli-

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Regionale Indikatorarten“ vom 26.-27. Januar 2000 in Freising (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

ches Alter der Phytocoenen bedingten Differenziertheit des floristisch-phytocoenotischen Inventars Surrogate und Korrelate der α -Artendichten (i. S. von WHITTAKER 1972) ermittelt. Dabei wurde auch der Frage nachgegangen, inwieweit die erarbeiteten Indikatoren zur ursächlichen Erklärung mehr oder weniger großer α -Artendichten der Grünland-Vegetation beitragen.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen erfolgten im Lahn-Dill-Bergland (Hessen; Ostabdachung des Rheinischen Schiefergebirges), einer landwirtschaftlich früher wie heute zumeist im Nebenerwerb und mit sehr geringem Mitteleinsatz (Dünger, Pflanzenschutzmittel) genutzten Region (MEIMBERG 1947, BACH & FREDE 1995, 1996). Die bis Anfang des letzten Jahrhunderts überwiegend im landwirtschaftsprägenden Erzbergbau tätige Bevölkerung war zur Erhaltung dieses Wirtschaftszweiges sowie zur Sicherung der eigenen Existenz stets darauf angewiesen, die zur Verfügung stehenden natürlichen Ressourcen intensiv und vielfach degradierend zu nutzen (KOHL 1978).

Eine im Lahn-Dill-Bergland heute ausgesprochen extensive landwirtschaftliche Nutzung erklärt sich dadurch, dass herkömmliche Formen der Landwirtschaft selbst bei Stützung durch Förderprogramme (u. a. Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete in Hessen, Förderung einer extensiven Landbewirtschaftung nach dem Hessischen Kulturlandschaftsprogramm, Prämie für die Erhaltung des Mutterkuhbestandes, Prämie zugunsten der Schaffleischerzeuger, EU-Stützungsregelungen) aufgrund der insbesondere für Ackerbau ungünstigen (i) topographisch-edaphischen (Höhenlage: 200-600 m ü. NN; in Hanglagen bis über 20° überwiegen auf Ackerstandorten saure Regosole bis mittelgründige Braunerden über devonischen Tonschiefern, Kieleschiefern und Grauwacken), (ii) klimatischen (mittlere Jahrestemperatur 5-8 °C, Jahresniederschlag 700-1200 mm) sowie (iii) agrarstrukturellen (die mittlere Betriebsgröße beträgt 14 ha; 78 % der Betriebe werden im Nebenerwerb geführt) Gegebenheiten auf einem Großteil der (ehemaligen) landwirtschaftlichen Nutzfläche nicht hinreichend gewinnbringend sind (FREDE & BACH 1999). Ein Einkommensvergleich zwischen landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Familien deutet auf eine Einkommensdisparität zuungunsten der landwirtschaftlichen Familien hin (HERRMANN et al. 1999), so dass eine außerlandwirtschaftliche Beschäftigung - so etwa in der regionalen metallverarbeitenden und elektrotechnischen Industrie - vielfach bevorzugt wird.

Das Landschaftsbild hat sich gegenüber dem bis etwa 1950 vorherrschenden daher grundlegend gewandelt. Vielerorts hat eine extensive Grünlandnut-

zung die traditionelle kleinparzellige Acker-/Grünland-Wechselwirtschaft abgelöst. Schafhut oder einschürige Mahd werden oft nicht zur Erzielung eines monetären Gewinns betrieben, sondern eingesetzt, um ein Vordringen des Waldes - der Waldanteil liegt bei etwa 41 % der Gesamtfläche - zu verhindern (NOWAK 1988, BUND LV HESSEN 1993).

Die Erhebungen erfolgten von 1997 bis 1999 in zwei Testgebieten (Gemarkungen Erda sowie Steinbrücken und Eibelshausen). Während Erda, eine in der Naturraum-Untereinheit 'Niederweidbacher Becken' gelegene, standörtlich begünstigte Gemarkung, ein bis heute traditionelles Nutzungsmosaik aufweist, wurde das Ackerland in den Gemarkungen Steinbrücken und Eibelshausen des 'Oberen Dilltals' fast vollständig in Grünland überführt oder fiel als Brachland bzw. Aufforstung aus der landwirtschaftlichen Nutzung (vgl. WALDHARDT et al. 2000).

3. Methoden

Aufgrund einer im Lahn-Dill-Bergland großen standörtlichen Vielfalt (SZIBALSKI et al. 1999, SCHOTTE & FELIX-HENNINGSEN 1999) mit ausgeprägter Nutzungsdynamik (SCHULZE-VON HANXLEDEN 1972, KOHL 1978) wurden die Testgebiete zunächst in funktionale Raumeinheiten¹ gegliedert und die Nutzungsgeschichte der Landwirtschaftsfläche für den Zeitraum 1945 bis 1998 parzellenscharf rekonstruiert. Die Vorgehensweise wird von WALDHARDT et al. (1999) eingehend beschrieben.

Innerhalb der Raumeinheiten erfolgten zufällig verteilt floristisch-vegetationskundliche Erhebungen auf 64 Grünland-Schlägen. Zur floristischen Inventarisierung wurden Gesamtartenlisten der Schläge, sowie zusätzlich Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) auf standardisierten Aufnahmeflächen von 5 m x 5 m erhoben. Ein 2 m breiter Randbereich der Parzellen blieb bei der floristisch-vegetationskundlichen Arbeit unberücksichtigt, um Randeffekte auszuschließen.

Um Beziehungen zwischen der α -Artendichte im Grünland und dem Alter der Bestände zu erarbeiten, wurden in der Flur 21 der Gemarkung Steinbrücken 13 ehemals als Ackerland genutzte Grünland-Parzellen unterschiedlichen Alters, die aktuell einheitlich als extensive Schafhut genutzt werden, vegetationskundlich bearbeitet. Die Schätzung der Deckungsgrade auf den fünf Aufnahmeflächen (5 m x 5 m) je Parzelle erfolgte in einer Prozent-Skala.

Auf der Grundlage der Detailerhebungen wurden differenziert nach Raumeinheiten sowie für den Gesamt-Raum Beziehungen zwischen

¹ Die Raumeinheiten Süd- und Nordhang-trocken umfassen im wesentlichen Oberhänge mit flach- bis mittelgründigen Regosolen und Braunerden. Der (ehemalige) Pflughorizont weist skelettreiche, sandig-grusige Leheme bis lehmige Sande auf. In den Raumeinheiten Süd- und Nordhang-frisch überwiegen zumeist in mittleren Hangbereichen mittel- bis tiefgründige Braunerden. Die skelettarmen Oberböden sind schluffig-lehmig. An den Unterhängen sind überwiegend ausgesprochen wechselfeuchte bis feuchte Pseudogleye mit deutlich höheren Tonanteilen ausgebildet. Ihre Oberböden unterscheiden sich hinsichtlich der Bodenart kaum von denen der überwiegend als schmale Bänder ausgebildeten Auen (vgl. WALDHARDT et al. 1999,2000)

- (1) den α -Artendichten ganzer Grünland-Schläge und der zugehörigen standardisierten Aufnahme-meflächen

sowie zwischen den Artendichten² der Aufnahme-meflächen und den dort jeweils gegebenen

- (2) Deckungsgraden einzelner Arten,
 (3) relativen Häufigkeiten (Stetigkeiten) einzelner Arten,
 (4) Summen der einzelnen Pflanzenfamilien zu-gehörigen Arten,
 (5) Gesamt-Deckungsgraden der Vegetation (Dichte der Vegetationsdecke),
 (6) Wuchshöhen der Vegetation,
 (7) und Gleichverteilungen der Arten (Evenness der Vegetation nach HAEUPLER 1982) ge-prüft.

Des weiteren wurde am Beispiel der Flur 21 in Steinbrücken getestet, inwieweit

- (8) die Artendichten der Grünland-Vegetation vom Alter der Phytocoenosen abhängen.

Für multiple Mittelwertvergleiche wurde die Vari-anzanalyse (ANOVA) herangezogen. Die Überprü-fung der Normalverteilung erfolgte mit dem Kol-mogorov-Smirnov-Test, die der Homogenität der Varianzen mit dem nichtparametrischen Test von Sen und Puri. Abweichungen der Daten von Nor-malverteilung und Varianzhomogenität wurde nöti-gefalls mit einer Datentransformation ($\ln x + 0.1$) begegnet. Bei signifikanten Effekten in der ANO-VA wurde ein Tukey HSD-Test für ungleiche Stich-probenzahlen (Spjotvoll-Stoline-Test) zur Überprü-fung der Lage der signifikanten Mittelwertdifferen-zen durchgeführt. Zur Darstellung der Beziehungen

zweier Parameter diente die Spearman-Rangkorre-lation (R) (STAT SOFT INC. 1998).

Die Nomenklatur der Sippen folgt ELLENBERG (1992).

4. Ergebnisse

4.1. Die Grünland-Vegetation der Testgebiete: standörtlich bedingte Differenziertheit und α -Artendichten

Die Grünlandvegetation der Testgebiete weist eine ausgeprägte standörtlich bedingte Differenziertheit auf. Diese spiegelt sich in unterschiedlichen pro-zentualen Häufigkeiten von Vegetationstypen in den funktionalen Raumeinheiten wider. Kennzeich-nend für die Raumeinheit Südhang-trocken sind die Festuca rubra-Agrostis tenuis-Gesellschaft - dieser wurden 56 % der in der Raumeinheit erhobenen Vegetationsaufnahmen zugeordnet - sowie eine magere Ausbildung des Arrhenatheretum elatoris (Br.-Bl. 1915) (32 %), für Südhang-frisch eine ma-gere (48 %) sowie eine reichere Ausbildung (40 %) des Arrhenatheretum elatoris. Das Grünland in Südhang-feucht ist Molinion- (76 %) und Calthion-Gesellschaften (16 %) zuzuordnen (vgl. WALD-HARDT et al. 1999, 2000). In den Raumeinheiten mit nördlicher Exposition – auf die im folgenden jedoch nicht eingegangen wird - finden sich ähnl-iche Verhältnisse, wobei magerkeitszeigende Arten dort seltener, Nitrophyten häufiger vorkommen.

Die Artendichten der Vegetation sind in der Raumeinheit Südhang-feucht deutlich höher als in Südhang-frisch und –trocken. In allen Raumein-heiten weisen die Artendichten eine große Variabilität auf (Abb. 1).

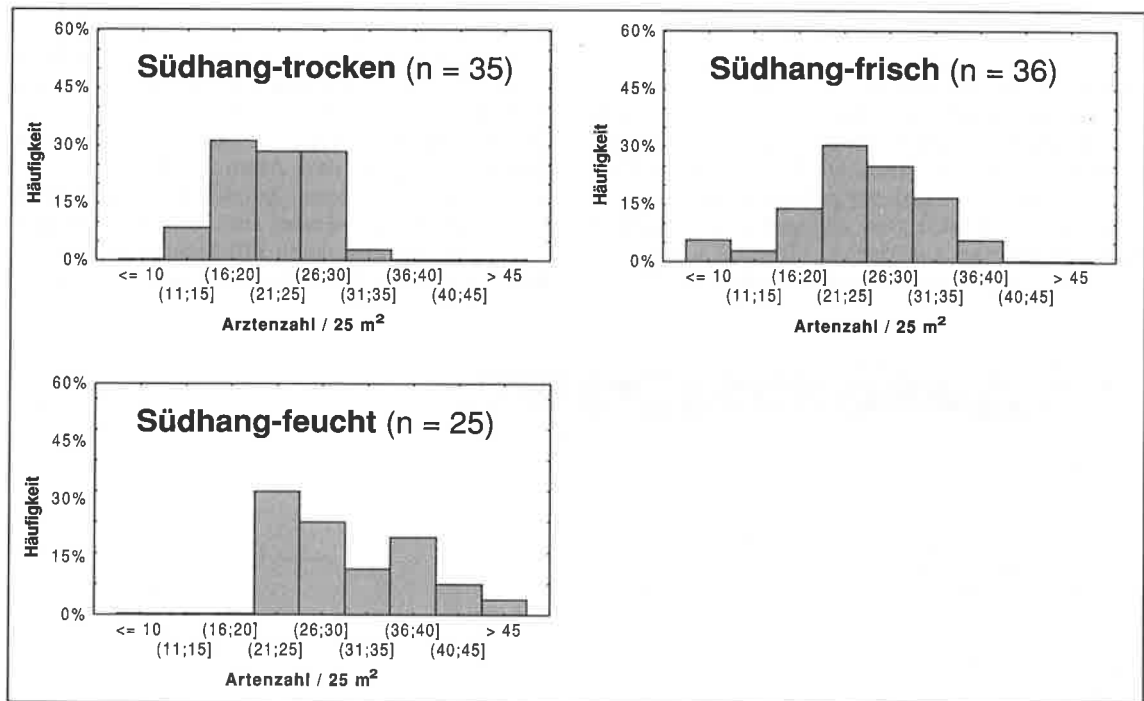


Abbildung 1

α -Artendichten der Grünland-Vegetation in funktionalen Raumeinheiten. Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen in den Gemarkungen Erda, Steinbrücken und Eibelshausen, Lahn-Dill-Bergland, Hessen, 1997/98.

² Mit 'Artendichte' ist im folgenden immer die ' α -Artendichte' gemeint.

4.2 Surrogate und Korrelate der Grünland-Artendichte

Zu (1): Artendichten in 25 m² großen Teilflächen

Die Artenzahlen ganzer Grünland-Schläge korrelieren positiv mit denen der zugehörigen 25 m²

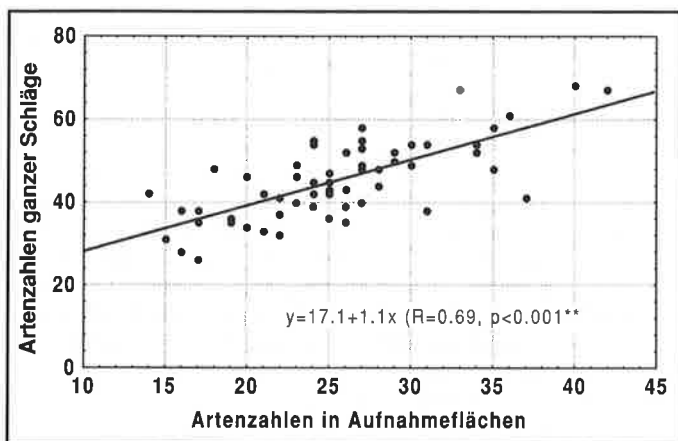


Abbildung 2

Beziehung zwischen den floristischen Artenzahlen von Grünland-Schlägen und 25 m² großen Teilflächen der gleichen Schläge.

Datengrundlage: Erhebung in den Gemarkungen Erda, Steinbrücken und Eibelshausen, Lahn-Dill-Bergland, Hessen, 1997/98.

Zu (2): Deckungsgrade einzelner Arten

Quantitative Beziehungen zwischen der Artendichte und den Deckungsgraden einzelner Arten konnten – möglicherweise bedingt durch die grobe Schätzung der Deckungsgrade - nicht nachgewiesen werden. In einigen wenigen ausgesprochenen Dominanzbeständen von *Calamagrostis epigejos* und *Alopecurus pratensis*, in denen diese Arten den Deckungsgrad 5 der Skala von Braun-Blanquet erreichten, sind die Artendichten gleichwohl deutlich niedriger als in der übrigen Vegetation.

Zu (3): Stetigkeiten einzelner Arten

In nach unterschiedlichen Artendichten klassifizierten Aufnahmeflächen sind artenreiche Bestände durch deutlich höhere Stetigkeiten überwiegend magerkeitszeigender Arten wie *Pimpinella saxifraga* und *Lotus corniculatus* gekennzeichnet. In artenarmen Beständen sind dagegen einige wenige Nitrophyten wie *Anthriscus sylvestris* – bei vergleichsweise geringer Stetigkeit – häufiger. Die in

Tab. 1 für die Raumeinheit Südhang-frisch dargestellten Beziehungen gelten in ähnlicher Weise auch in den übrigen Raumeinheiten. Die genannten Arten(-gruppen) zeigen im Sinne von Surrogaten mehr oder weniger artenreiche Bestände an.

Zu (4): Anzahl der Arten aus einzelnen Pflanzenfamilien

Als Korrelate der Artendichte des Grünlands sind die Artenzahlen der vorkommenden *Fabaceae* (u. a. *Trifolium dubium*, *T. campestre*, *Lotus corniculatus*, *Lathyrus pratensis*) sowie der *Poaceae* (u. a. *Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum*) zu bezeichnen. Diese weisen - in einzelnen Raumeinheiten hochsignifikante - positive Korrelationen zur Gesamtzahl der erfassten Arten auf (Abb. 3). Während in Beständen mit nur zwei Arten der *Fabaceae* bzw. sechs Arten der *Poaceae* Artendichten von etwa 20 Arten / 25 m² zu erwarten sind, zeigen sechs bzw. zehn Arten der genannten Pflanzenfamilien Artendichten von etwa 40 Arten / 25 m² an.

Artenzahl / 25 m ²	bis 20	bis 25	bis 30	> 30
n	8	11	9	8
Artenreiche Bestände sind gekennzeichnet durch höhere Stetigkeiten von:				
--- Stetigkeiten (%) ---				
<i>Pimpinella saxifraga</i>	25	73	78	100
<i>Leucanthemum vulgare</i>	13	55	44	88
<i>Trifolium dubium</i>	13	36	56	75
<i>Centaurea jacea</i>	13	27	44	75
<i>Campanula rotundifolia</i>	13	9	11	63
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	9	11	38
<i>Lotus corniculatus</i>	0	27	22	75
<i>Avenochloa pubescens</i>	0	27	22	50
<i>Poa trivialis</i>	38	36	78	88
Artenarme Bestände sind gekennzeichnet durch höhere Stetigkeiten von:				
<i>Anthriscus sylvestris</i>	25	27	11	13
<i>Cirsium vulgare</i>	25	9	0	0

Tabelle 1

Beziehung zwischen α -Artendichte und der Häufigkeit einzelner Arten.

Datengrundlage: Grünland-Aufnahmen in den Gemarkungen Erda, Steinbrücken und Eibelshausen, Lahn-Dill-Bergland, Hessen, 1997/98. Raumeinheit: Südhang-frisch.

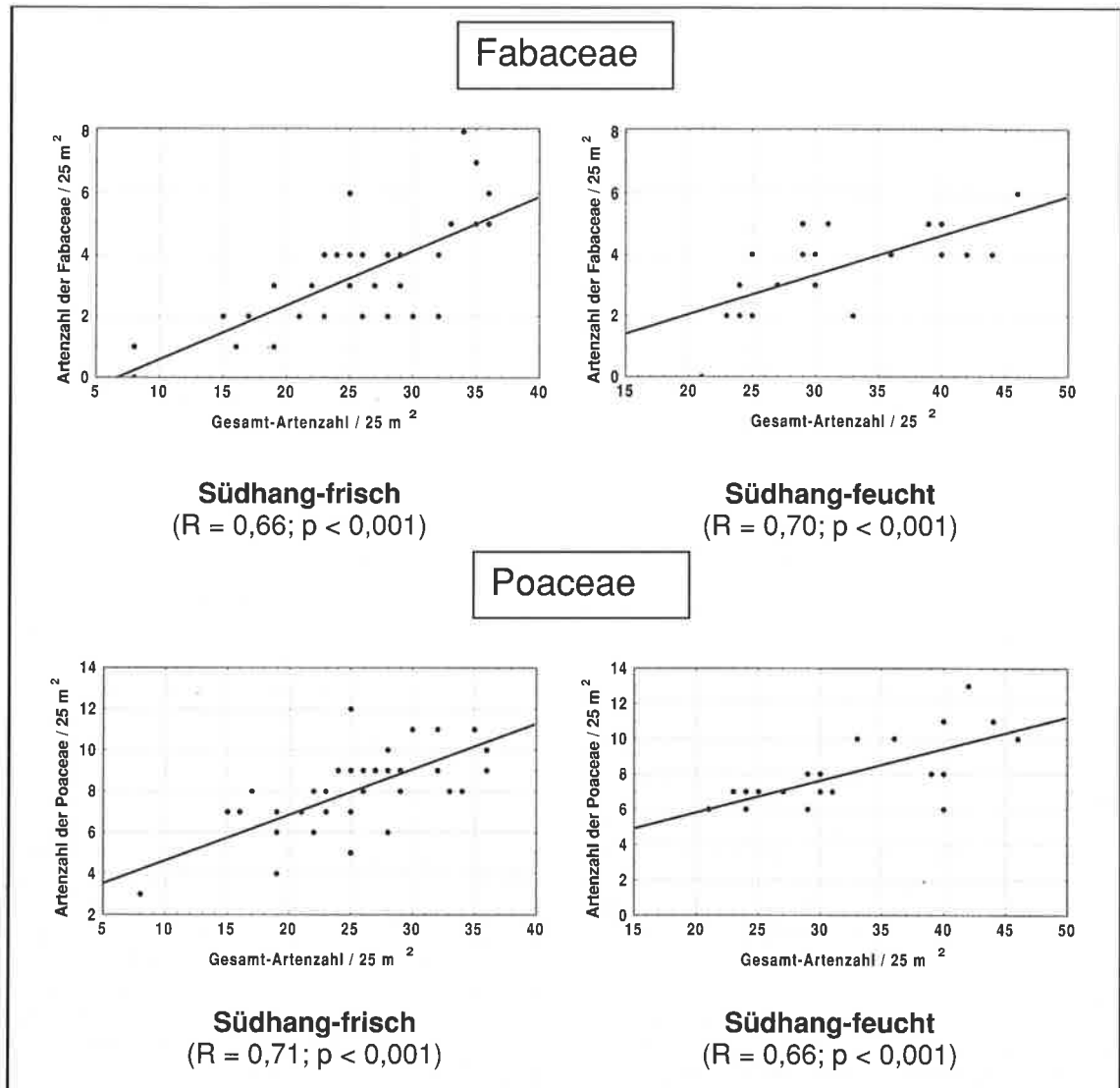


Abbildung 3

Beziehung zwischen der α -Artendichte und Artenzahlen der Fabaceae bzw Poaceae.

Datengrundlage: Grünland-Aufnahmen in Erda, Steinbrücken und Eibelshausen, Lahn-Dill-Bergland, Hessen, 1997/98.

Zu (5): Dichte der Vegetationsdecke

Eine Beziehung zwischen Artendichte und Dichte der Vegetationsdecke konnte - jedoch nur in der Raumeinheit Südhang-frisch - als negative Korrelation nachgewiesen werden ($R = -0,63^{**}$; $n = 36$). Lückige Bestände mit Gesamt-Deckungsgraden von unter 80 % sind dort deutlich artenreicher als eine dichte Grünland-Vegetation. Ähnlich lückige Bestände finden sich nur in der Raumeinheit Südhang-trocken, ohne dass sie dort artenreicher wären als solche mit dichter Vegetation. In den übrigen Raumeinheiten variieren die Bestandesdichten kaum. Sie liegen dort zumeist bei 90 bis 95 Prozent.

Zu (6) und (7): Wuchshöhen und Evenness der Vegetation

Beziehungen zwischen der Artendichte und der Wuchshöhe der Vegetation konnten in keiner Raumeinheit nachgewiesen werden. Auch aus der

Evenness der Vegetation kann - mit Ausnahme der unter (4) genannten Fälle - nicht auf die Artendichte geschlossen werden.

Zu (8): Alter der Phytocoenosen

Zwischen der Artendichte und dem Alter des Grünlands besteht eine positive Beziehung (Abb. 4). Geprüft wurde dieser Zusammenhang bislang jedoch nur in einem kleinen Landschaftsausschnitt der Raumeinheit Südhang-trocken. Die in älteren Beständen größere Artendichte ist in erster Linie auf Magerkeitszeiger wie *Rumex acetosella*, *Luzula campestris* und *Hieracium laevigatum* zurückzuführen, die im jüngeren Grünland zumeist fehlen (vgl. WALDHARDT et al. 2000).

5. Diskussion

Die vorgestellten Surrogate und Korrelate der floristischen Artendichten des Grünlands zweier Testgebiete des Lahn-Dill-Berglands werden - nach ih-

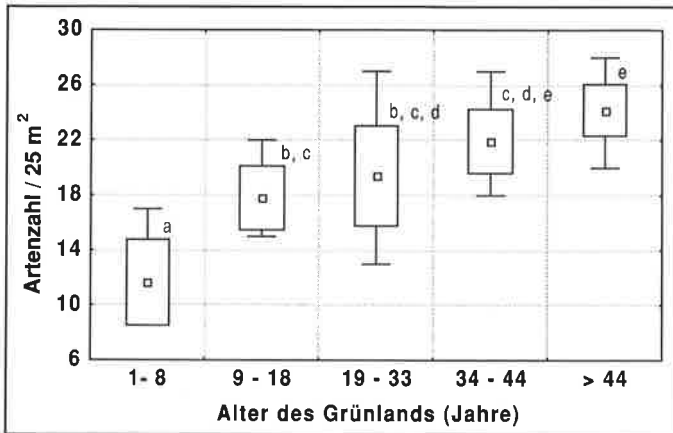


Abbildung 4

Beziehung zwischen der α -Artendichte und dem Alter von Grünland.

Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen und Minima / Maxima. Signifikante Unterschiede (Tukey-Test; $p < 0,05$) sind durch a bis d gekennzeichnet.

Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen im Grünland der Flur 21, Gemarkung Steinbrücken, Lahn-Dill-Bergland, Hessen, 1999.

rer Validierung in einem erweiterten Testgebiet - ein Hilfsmittel sein, Artendichten in Vegetationskomplexen zu ermitteln, ohne in jedem Fall arbeitsintensive Totalerhebungen durchführen zu müssen. Auch sollen die erarbeiteten Indikatoren genutzt werden, um für standörtlich vergleichbare Landschaftsausschnitte modellhaft prognostizierte Artendichten zu prüfen. Gleichzeitig werden über die erarbeiteten Beziehungen zwischen Artendichten und der Struktur der Vegetation Aspekte der „compositional“ sowie der „structural component“ der Biodiversität miteinander verknüpft. Hieraus ergeben sich Ansätze für eine komplexere Modellierung von Auswirkungen geänderter Landnutzung auf die Biodiversität des Lahn-Dill-Berglands, die im Rahmen eines weiteren Teilprojekts des SFB 299 verfolgt wird (vgl. WEBER & KÖHLER 1999).

Aus den ermittelten Beziehungen lassen sich zugleich Hinweise zur Erklärung der selbst innerhalb von Teilräumen mit vergleichsweise einheitlichen Standortbedingungen (funktionale Raumeinheiten) weiten Spannbreiten der Grünland-Artendichten ableiten:

(1) In der Region ist eine artenreiche Grünland-Vegetation offenbar dort ausgebildet, wo die natürliche und / oder durch Nutzung bedingte Stickstoffverfügbarkeit vergleichsweise gering ist. Dies zeigen insbesondere die mit der Artendichte positiv korrelierten Artenzahlen der Fabaceae. Diese weisen aufgrund ihrer Symbiose mit elementaren Stickstoff fixierenden Rhizobium-Arten dort eine größere relative Konkurrenzkraft auf, wo eine vergleichsweise geringe Verfügbarkeit mineralischen Stickstoffs gegeben ist. Auch die in artenreichen Beständen höheren Stetigkeiten magerkeitszeigender Arten und die in Übereinstimmung mit DIERSCHKE & WITTIG (1991) und COOPER et al. (1994) negative Beziehung zwischen Artendichten und der Häufigkeit von Nitrophyten lassen diesen Schluss zu. Bodenkundliche Analysen zur Verifizierung dieser Beziehung, in denen auch die Bedeutung der Verfügbarkeit weiterer Nährstoffe für die Artendichten des Grünlands im Lahn-Dill-Bergland berücksichtigt werden müsste, stehen bislang aus.

Dass in der vorliegenden Auswertung keine Beziehungen zwischen Artendichte und Evenness bzw.

Wuchshöhe der Vegetation gefunden wurden, mag insofern überraschen, dass artenarmes Grünland vielerorts durch Dominanz (und damit geringe Evenness) weniger hochwüchsiger Arten der Poaceae gekennzeichnet ist (z. B. ALARD et al. 1994). Dies gilt insbesondere für die sich bei intensiver Nutzung aus zuvor artenreichen Frisch- und Feuchtwiesen ausbildenden monotonen *Alopecurus pratensis* - Wiesen (DIERSCHKE 1997). Derartig eutrophe Bestände wurden in den Erhebungen jedoch kaum erfasst. Besonders im Feuchtgrünland der Testgebiete, wo mit derartigen Veränderungen nach Düngung rasch zu rechnen wäre, wird die große Bedeutung der bis heute extensiven Nutzung offenbar. Die im Grünland der Raumeinheit Südhang-trocken fehlenden Beziehungen zwischen Artendichte, Evenness und Wuchshöhe der Vegetation sind auf die Dominanz und geringen Wuchshöhen der namensgebenden Arten der *Festuca rubra*-*Agrostis tenuis*-Gesellschaft zurückzuführen. Ihre zumeist über 40 Jahre alten Bestände sind deutlich artenreicher als andere in dieser Raumeinheit vorkommende Phytocoenosen. Die in jüngeren Beständen der Raumeinheit Südhang-trocken geringere Artendichte ist überwiegend auf den Ausfall geringmächtiger Magerkeitszeiger zurückzuführen, ohne dass dadurch die Dominanzverhältnisse wesentlich verändert oder höherwüchsige Arten gefördert würden.

(2) Sehr deutlich wird die Bedeutung des Alters der Bestände. Dabei sind die Ergebnisse jedoch nicht zwingend so zu interpretieren, dass die Vegetation des Grünlands ‚mit zunehmendem Alter‘ artenreicher wird. So ist davon auszugehen, dass zum jeweiligen Zeitpunkt der Grünland-Etablierung unterschiedliche Quantitäten von Landschaftseigenschaften (u. a. Nährstoffversorgung der Böden, Flächenanteile der Nutzungsformen) für den heutigen Artenreichtum der Bestände wesentlich sind (WALDHARDT et al. in Vorb.).

Auf der Grundlage der dargelegten Beziehungen zwischen Artendichten und floristischen bzw. strukturellen Eigenschaften des Grünlands ist zur Erhaltung einer vielfältigen Grünland-Vegetation im Lahn-Dill-Bergland abschließend zu fordern, insbesondere über 40 Jahre alte Bestände weiterhin als Extensiv-Grünland zu nutzen.

6. Literatur

- ALARD, D.; J. F. BANCE & P. N. FRILEUX (1994): Grassland vegetation as an indicator of the main agro-ecological factors in a rural landscape: Consequences for biodiversity and wildlife conservation in central Normandy (France). – *Journal of Environmental Management* 42 (2): 91-109.
- BACH, M. & H.-G. FREDE (1995): Abschätzungen der Gewässerbelastungen durch landwirtschaftliche Flächennutzungen im Einzugsgebiet der Lahn. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76 (2): 1281-1285.
- BACH, M. & H.-G. FREDE (1996): Gewässerbelastungen durch landwirtschaftliche Flächennutzung im Einzugsgebiet der Lahn (Hessen). – *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* 37: 233-237.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. – Springer, Wien/New York.
- BUND Landesverband Hessen (Hrsg.) (1993): *Das Lahn-Dill-Bergland - Landschaft durch Landwirtschaft*. Begleith. z. Ausstellung. – Gießen, Mörfelden-Walldorf: 35 S.
- DIERSCHKE, H. (1997): Wiesenfuchsschwanz - (*Alopecurus pratensis*-) Wiesen in Mitteleuropa. – *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 23: 95-107.
- DIERSCHKE, H. & B. WITTIG (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwestdeutschland). Veränderungen in 25 Jahren. – *Tuexenia* 11: 171-190.
- DUELLI, P. (1997): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. – *Agriculture Ecosystems and Environment* 62 (2/3): 81-91.
- DUELLI, P. & K. OBRIST (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. – *Biodiv. Conserv.* 7 (3): 297-309.
- EGLER, F. E. (1970): *The way of science. A philosophy of ecology for the layman*. – Hafner, New York.
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). — In: ELLENBERG, H.; H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 2. Aufl. *Scripta Geobot.* 18: 9-166.
- FAITH, D. P. & P. A. WALKER (1996): Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. – *Biodiv. Conserv.* 5: 399-414.
- FREDE, H.-G. & M. BACH (1999): Perspektiven für periphe Regionen. – *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* 40 (5/6): 193-196.
- FUHR-BOßDORF, K.; R. WALDHARDT & A. OTTE (1999): Auswirkungen der Landnutzungsdynamik auf das Potential von Pflanzengemeinschaften und Pflanzenarten einer peripheren Kulturlandschaft (1945 - 1998). – *Verh. Ges. Ökol.* 29: 519-530.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. Untersuchungen zum Diversitätsbegriff. – *Diss. Bot.* 65: 268 S.
- HERRMANN, R.; J. HARSCH & K. PFAFF (1999): Wettbewerbsnachteile der Landwirtschaft durch unvollkommene Märkte und mangelnde Erwerbsalternativen? – *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* 40 (5/6): 282-288.
- KOHL, M. (1978): Die Dynamik der Kulturlandschaft im oberen Lahn-Dillkreis. Wandlungen von Haubergswirtschaft und Ackerbau zu neuen Formen der Landnutzung in der modernen Regionalentwicklung. — *Gießener Geographische Schriften* 45: 176 S.
- MEIMBERG, P. (1947): Grundlagen für die Bildung von Landbaugebieten in Hessen. — *Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen*. 171 S.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. – *Conservation Biology* 4/4: 355-364.
- NOWAK, B. (1988): Die extensive Landwirtschaft im Lahn-Dill-Bergland. – *Oberhessische Naturwiss. Z.* 50: 49-74.
- SCHOTTE, M. & P. FELIX-HENNINGSSEN (1999): Anwendung des Georadars zur Erhebung der Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Lahn-Dill-Bergland. – *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* 40 (5/6): 220-227.
- SCHULZE-VON HANXLEDEN, P. (1972): Extensivierungserscheinungen in der Agrarlandschaft des Dillgebietes. – *Marburger Geographische Schriften* 54: 326 S.
- SIMMERING, D.; R. WALDHARDT & A. OTTE (2000): Zur Ökologie, Diversität und Dynamik von Besenginsterbeständen im Lahn-Dill-Bergland. – *Agrarspectrum* 31 (im Druck).
- STATSOFT INC. (1995): *STATISTICA für Windows. Volume I [Computer-Handbuch]*. 2. Aufl. – Tulsa, OK. 637 S.
- SZIBALSKI, M.; TH. BEHRENS, & P. FELIX-HENNINGSSEN (1999): Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte peripherer Regionen am Beispiel des pH-Wertes. – *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* 40 (5/6): 228-233.
- WALDHARDT, R. & A. OTTE (2000): Zur Terminologie und wissenschaftlichen Anwendung des Begriffs Biodiversität. – *Wasser & Boden* 52 (1/2): 10-13.
- WALDHARDT, R.; K. FUHR-BOßDORF, A. OTTE, SCHMIDT J. & D. SIMMERING (1999): Typisierung, Lokalisierung und Regionalisierung von Vegetationspotentialen einer peripheren Kulturlandschaft. – *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* 40 (5/6): 246-252.
- WALDHARDT, R.; D. SIMMERING, K. FUHR-BOßDORF, & A. OTTE (2000): Floristisch-phytozoenotische Diversitäten einer peripheren Kulturlandschaft in Abhängigkeit von Landnutzung, Raum und Zeit. – *Agrarspectrum* 31 (im Druck).

WALDHARDT, R.; K. FUHR-BOßDORF & A. OTTE
(in Vorb.):
The significance of land use change on plant species diversity of a marginal cultural landscape. – Basic and Applied Ecology.

WEBER, A. & W. KÖHLER (1999):
Modellierung der Verbreitung und Ausbreitung von Indikatorarten - ein erster Ansatz zur Charakterisierung von Biodiversität. – Z. Kulturtechnik Landentwicklung 40 (5/6): 207- 212.

WHITTAKER, R. H. (1972):
Evolution and measurement of species diversity. – Taxon 21 (2/3): 213-251.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Rainer Waldhardt
Dipl.-Biol. Dietmar Simmering
Prof. Dr. Dr. Annette Otte
Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen
e-mail: Rainer.Waldhardt@agrar.uni-giessen.de

Wasserpflanzen als Bioindikatoren des Belastungs- und Trophiezustandes bayerischer Seen

Arnulf MELZER *

Summary

Aquatic macrophytes can serve as useful indicators by disclosing aquatic pollution in the littoral zones of lakes.

Mapping by scuba diving, more than 100 lakes were studied by the author and his team of co-workers

in Bavaria with regard to the overgrowth with aquatic macrophytes.

By this means, the shoreline is partitioned into mapping zones of variable length and the frequency of the submerged macrophytes is being estimated in four distinct depths on a scale of five.

Tabelle 1

Einteilung der indikativen Makrophytentaxa in neun Indikatorgruppen.

Indikatorgruppe 1,0	Indikatorgruppe 1,5	Indikatorgruppe 2,0
Chara hispida Chara polyacantha Chara strigosa Potamogeton coloratus Utricularia stygia	Chara aspera Chara intermedia Utricularia minor	Chara delicatula Chara tomentosa Potamogeton alpinus

Indikatorgruppe 2,5	Indikatorgruppe 3,0	Indikatorgruppe 3,5
Chara contraria Chara fragilis Nitella opaca Nitellopsis obtusa Potamogeton gramineus Potamogeton natans Potamogeton x zizii	Chara vulgaris Myriophyllum spicatum Potamogeton filiformis Potamogeton perfoliatus Utricularia australis	Myriophyllum verticillatum Potamogeton berchtoldii Potamogeton lucens Potamogeton praelongus Potamogeton pusillus

Indikatorgruppe 4,0	Indikatorgruppe 4,5	Indikatorgruppe 5,0
Hippuris vulgaris Lagarosiphon major Potamogeton pectinatus	Elodea canadensis Elodea nuttallii Potamogeton compressus Potamogeton crispus Potamogeton obtusifolius Ranunculus circinatus Ranunculus trichophyllus	Ceratophyllum demersum Lemna minor Potamogeton mucronatus Potamogeton nodosus Sagittaria sagittifolia Spirodela polyrhiza Zannichellia palustris

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Regionale Indikatorarten“ vom 26.-27. Januar 2000 in Freising (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

As a result, 9 indicator groups were distinguished containing 45 different indicating species.

On the basis of this indicator group value and the quantity level of each species a "Macrophyte Index" can be calculated for every single mapping section.

This index ranges from 1 (not polluted) to 5 (heavily polluted) with 7 index classes standing for the different degrees of pollution conditions/ trophic levels.

These 7 index classes can be represented by colour code so that the pollution patterns of lakes can be easily visualized in maps.

Using the "Macrophyte Index" it has been possible to reveal many unknown sources of pollution in lakes.

The situation of the Osterseen as well as that of Chiemsee before and after its waste water rehabilitation measures are discussed in detail.

1. Einleitung

Die in der Uferzone eines Sees untergetaucht wachsenden Wasserpflanzen besitzen zwei Eigenschaften, die sie als Indikatorpflanzen in besonderer Weise geeignet machen. Einerseits reagieren sie im Vergleich zu Bakterien

oder den mikroskopisch kleinen Algen auf Veränderungen der Nährstoffsituation relativ langsam, d.h. im Zeitraum mehrerer Jahre. Daher können Wasserpflanzen, die man in der Fachsprache auch als Makrophyten bezeichnet, Veränderungen der auf sie einwirkenden Umweltbedingungen über einen längeren Zeitraum integrieren und anzeigen. Sie sind demnach Langzeit-Indikatoren. Andererseits kann man durch Makrophyten auch eine hohe räumliche Auflösung der Nährstoff- oder Schadstoffbelastung entlang der Uferlinie erreichen. Diese Belastungen können im Uferbereich von Seen großen Schwankungen unterworfen sein (DAVE 1992; DRAKE & HEANEY 1987), wobei sowohl punktförmige als auch diffuse Einträge wirksam werden. Gerade letztere sind oft schwer zu lokalisieren und zu quantifizieren und werden deshalb in der limnologischen Routineuntersuchung häufig vernachlässigt. Bedeutsam sind Nährstoffbelastungen von Seen vor allem im Übergangsbereich Wasser/Land. Deshalb setzen Restaurierungsmaßnahmen von Seen zumeist auch im Uferbereich ein. Diese können nur dann Erfolg haben, wenn verlässliche Daten über die räumliche Verteilung der Nährstoffbelastung vorliegen. Hier liefern makrophytische Wasserpflanzen hervorragende Dienste. Sie haben bei vielen Restaurierungsmaßnahmen dazu beigetragen, unbekannte oder nicht beachtete Belastungsquellen zu lokalisieren und damit zu beseitigen. Eines von vielen Beispielen, bei denen Makrophyten Informationen für Maßnahmen der Seensanierung lieferten, stellt der Starnberger See dar (vgl. HENSCHER & MELZER 1992). Makrophyten können die auf sie einwirkenden Umweltbedingungen durch ihr Vorhandensein oder Fehlen und durch ihre Häufigkeit anzeigen. Das ist eine wichtige Voraussetzung, sie als Zeigerpflanzen zu

nutzen. Auf diesen Sachverhalt war man in frühen Arbeiten an skandinavischen Seen aufmerksam geworden (SUOMINEN 1968, UOTILA 1971). Auch in Mitteleuropa hat man Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrophytenflora von Seen in Folge einer Gewässereutrophierung mehrfach beobachtet (LANG 1968, LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975, MELZER 1981). Dabei waren Gesetzmäßigkeiten in der Artenverschiebung bei zunehmender Gewässerbelastung zu beobachten. Diese Tatsache erlaubte es, eine Methode zu erarbeiten, mit der es umgekehrt möglich ist, die Nährstoffbelastung über die Makrophytenvegetation zu quantifizieren (MELZER 1988).

2. Methoden

Für die Kartierung der submersen Makrophytenvegetation von Seen hat sich die Methode der Tauchkartierung vielfach bewährt. Auf diese Weise wurde allein in Bayern die gesamte Uferlinie von ca. 100 Seen untersucht, die fast ausnahmslos im Bereich des nördlichen Alpenvorlandes und der nördlichen Kalkalpen liegen. Die Seen verdanken ihre Entstehung der letzten Vereisung und weisen damit alle das gleiche Alter und die gleiche Entstehung auf.

Bei der Kartierung wird die Makrophytenvegetation in vier verschiedenen Tiefenzonen getrennt voneinander aufgenommen und zwar zwischen 0 – 1m, zwischen 1 – 2 m, zwischen 2 – 4 m und unterhalb von 4m bis zur unteren Grenze der Vegetation. Innerhalb dieser Tiefenzonen registriert ein Taucher die Zusammensetzung und Häufigkeit der vorkommenden Makrophyten. Somit kann das Verbreitungsbild und die Tiefenpräferenz der Arten sehr genau erfasst werden. Entlang der Uferlinie ändert sich die Makrophytenvegetation, u.a. in Abhängigkeit der Nährstoffbelastung. Um diese Information nutzen zu können, wird die Uferlinie in Kartierungsabschnitte unterteilt. Die Länge der Kartierungsabschnitte kann in Abhängigkeit der Uniformität des Bewuchses stark schwanken. Einzelne Abschnitte können bis zu 2 km Länge aufweisen, an kleinen, punktförmigen Belastungsquellen dagegen oft nur 20 bis 30 m. Innerhalb eines Kartierungsabschnittes und innerhalb der vier Tiefenzonen wird das Vorkommen aller Höheren Pflanzen, Wassermoose und Armleuchteralgen festgehalten und die Häufigkeit nach einer fünfstufigen Skala geschätzt. Diese von TUXEN und PREISING (1942) erstmals beschriebene Methode hat sich im aquatischen Bereich vielfach bewährt. Dabei sind den fünf Schätzzahlen folgende Pflanzenmengen äquivalent: 1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, massenhaft. Zwischen den Schätzstufen besteht kein linearer Zusammenhang. Dies ist für die Berechnung des Makrophytenindex (siehe unten) bedeutsam. Den tatsächlichen Mengenverhältnissen im See kommt die Funktion $Y = x^3$ am nächsten. Die dadurch erhaltenen sog. Quantitätsstufen (Q) nehmen deshalb die Werte 1, 8, 27, 64 und 125 ein.

Neben der Quantitätsstufe spielt für die Ermittlung des Makrophytenindex der Indikatorgruppenwert einer Art eine entscheidende Bedeutung. In Tabelle 1 werden die 45 indikativen Makrophytentaxa in

ihrer Verteilung auf die insgesamt neun Indikatorgruppen wiedergegeben. In Anlehnung an den Saprobienindex von Pantle & Buck (1955) wird der Makrophytenindex nach Gleichung 1 berechnet. Dabei bedeuten: MI = Makrophytenindex; I_i = Indikatorgruppenwert des i -ten Taxons; Q_i = Quantitätsstufe des i -ten Taxons; n = Gesamtzahl der Taxa.

Gleichung (1)

Formel zur Berechnung des Makrophytenindex

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

MI = Makrophytenindex
 I_i = Indikatorwert des i -ten indikativen Taxons
 Q_i = Quantitätsstufe des i -ten indikativen Taxons
 n = Gesamtzahl der Taxa

Mit Hilfe von Gleichung 1 kann der Makrophytenindex für jeden Abschnitt eines Sees errechnet werden. Die in den vier Tiefenstufen eines Abschnitts gefundenen Arten werden separat in die Berechnung einbezogen. D.h., wenn eine Art in allen vier Tiefenzonen vorkommt, dann wird sie viermal in die Formel mit der jeweils ermittelten Quantitätsstufe eingesetzt.

Der Makrophytenindex liefert nur dann sichere Werte, wenn in einem Abschnitt ausreichend viele indikative Arten vorkommen. Nach MELZER (1988) trifft das zu, wenn in einem Abschnitt min-

rechnet werden. Er schwankt zwischen 1 und 5. Diese beiden Extremwerte werden nur dann erreicht, wenn ausschließlich Arten der Indikatorgruppe 1 bzw. 5 vorkommen. Diese Fälle sind sehr selten. Fast immer kommt ein Gemisch von Arten aus mehr als einer Indikatorgruppe vor. Der erwähnte Indexbereich wurde von MELZER (1988) ursprünglich in sechs Indexklassen unterteilt. Mit dieser Einteilung erfolgte für viele Seen eine Charakterisierung der Nährstoffbelastung in ihrem Uferbereich (z.B. MELZER & HUNERFELD 1990). Bei einem späteren Forschungsvorhaben erfolgte eine Revision der Indexklasseneinteilung (SEELE et al. 1999). Die Anzahl der Klassen wurde auf 7 erhöht und Abstand von der linearen Einteilung der Indexklassen genommen (vgl. zu näheren Details: SEELE, 2000). Die sieben Indexklassen zeigen verschiedene Belastungsgrade bzw. Trophiestufen an, die durch unterschiedliche Farben verdeutlicht werden (vgl. Tabelle 2 und Karten 1 bis 3). In der letzten Spalte von Tabelle 2 werden auch noch Gesamt-P-Gehalte aufgeführt. Sie beziehen sich auf den Durchschnitt des Makrophytenindex aller Abschnitte. Auf die Bedeutung dieser Größe wird in der Diskussion näher eingegangen.

3. Ergebnisse

Im folgenden werden zwei Beispiele herausgegriffen, um die Bedeutung des Makrophytenindex als wichtige biologische Methode zur Bewertung des Belastungszustandes von Seen zu demonstrieren. Absichtlich werden dabei Kleinseen (Osterseengruppe) und der größte bayerische See, der Chiemsee, gegenübergestellt. Bei den Osterseen kann mit dem Makrophytenindex deutlich gezeigt werden, dass innerhalb der durchströmten Seenkette der bestehende Gradient der Nährstoffbelastung durch

Tabelle 2

Klasseneinteilung des Makrophytenindex, des Belastungsgrades, des Trophiezustandes, der korrespondierenden Farbe sowie des Gesamt-P-Gehaltes (=TP).

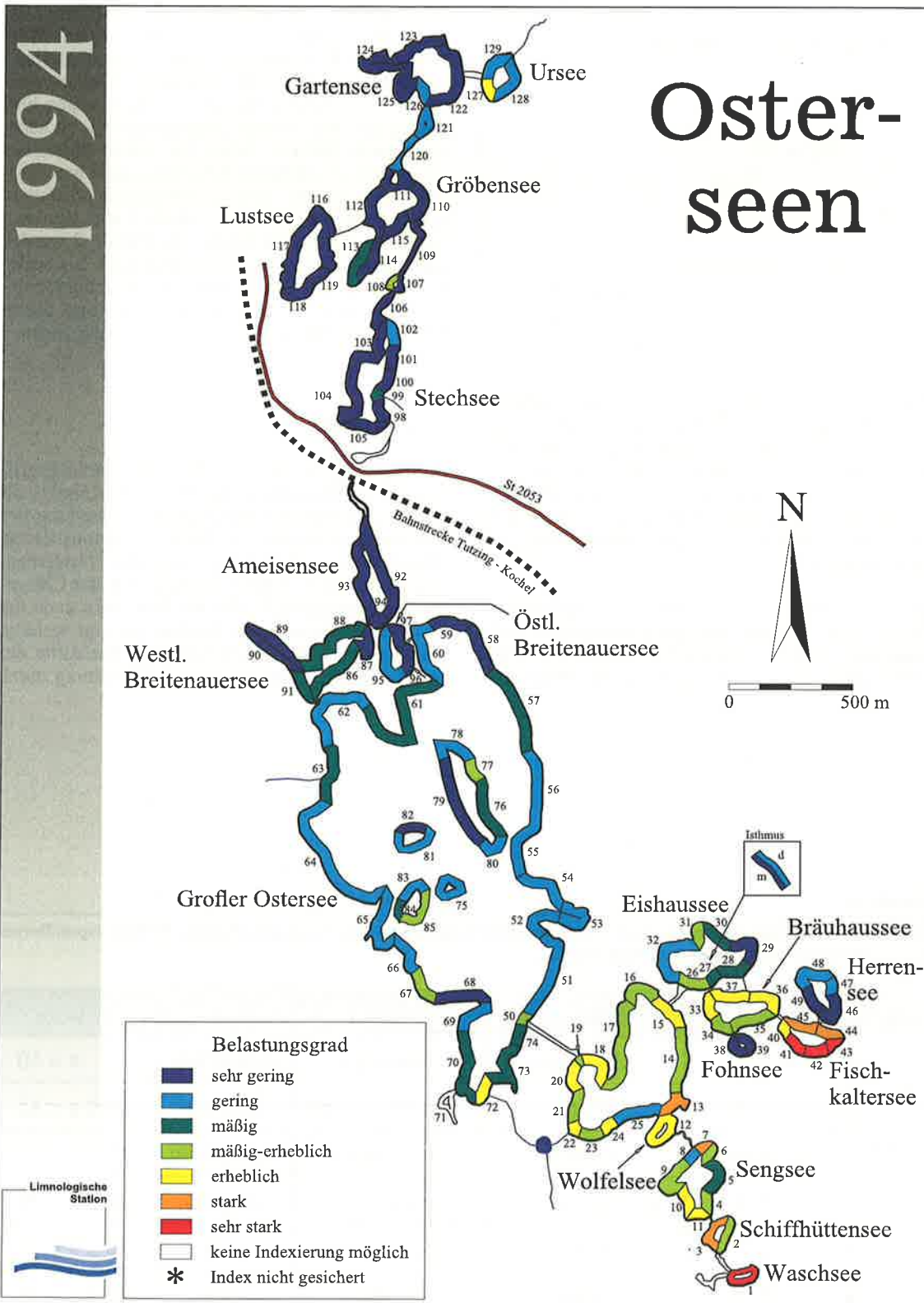
Makrophytenindex	Belastungsgrad	Trophie	Farbe	TP [$\mu\text{g/l}$]
$1,00 \leq x < 2,40$	sehr gering	oligotroph	dunkelblau	$x < 10$
$2,40 \leq x < 2,70$	gering	oligo-mesotroph	hellblau	$10 \leq x < 15$
$2,70 \leq x < 2,95$	mäßig	mesotroph 1	dunkelgrün	$15 \leq x < 20$
$2,95 \leq x < 3,30$	mäßig-erheblich	mesotroph 2	hellgrün	$20 \leq x < 30$
$3,30 \leq x < 3,55$	erheblich	eutroph 1	gelb	$30 \leq x < 40$
$3,55 \leq x < 3,90$	stark	eutroph 2	orange	$40 \leq x < 55$
$3,90 \leq x \leq 5,00$	sehr stark	eutroph 3	rot	$x \geq 55$

des Ringkanals statt, die zweite 7 Jahre nach dessen Inbetriebnahme. Der Erfolg der Sanierungsmaßnahme ist offensichtlich.

3.1 Osterseen

An den 20 Einzelgewässern der Osterseengruppe war MELZER (1976) der Zusammenhang zwischen Nährstoffbelastung und Makrophytenver-

breitung aufgefallen. Diese Untersuchungen stellten die Grundlage für den später entwickelten Makrophytenindex dar. An den Osterseen ergab sich ein ins Auge fallendes gerichtetes Verbreitungsbild der submersen Makrophyten. Die 20 Seen des Osterseengebietes sind miteinander durch natürliche Kanäle verbunden und werden immer in der gleich Richtung von Süd nach Nord durchströmt. Entlang der Seenkette hat sich auf Grund anthropo-



Karte 1

Makrophytenindices für die Osterseen (1994)

gen bedingter Belastungen ein auffälliger Nährstoffgradient eingestellt. Der südlichste See bei Iffeldorf, der Waschsee, weist im Jahresdurchschnitt 80 µg/l an Gesamt-P auf, der zweite See 65 µg/l P, der dritte 40 µg/l P. Bis zu den nördlichen Seen, die schließlich in den Starnberger See entwässern, sinkt der Gesamt-P-Gehalt auf ca. 15 µg/l. Bei einem nordwestlich gelegenen Anhangsee, dem Lustsee, liegt der Gesamt-P-Gehalt sogar unter 10 µg/l. Das resultiert in überdurchschnittlich großen Sichttiefen, die im Jahresdurchschnitt etwa 10 m betragen.

Im Lustsee und den anderen nördlichen Seen ist dementsprechend eine Makrophytenflora anzutreffen, die sich fast ausschließlich aus Vertretern der Indikatorgruppe 1.0, 1.5 und 2.0 zusammensetzt. Besonders häufig treten dabei Armleuchteralgenarten auf, nämlich *Chara hispida*, *Chara aspera*, *Chara intermedia* und *Chara tomentosa*. Unter den Höheren Pflanzen sind es vor allem die an nährstoffarme Standorte gebundenen Wasserschlaucharten *Utricularia stygia* und *Utricularia minor* sowie *Potamogeton coloratus* (Gefärbtes Laichkraut), welche zusammen mit den Characeen die submersen Vegetation prägen. In den südlichen Seen und dem südöstlich gelegenen Fischkaltersee dagegen herrschen Arten der Indikatorgruppen 4.0 bis 5.0 vor (*Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Ceratophyllum demersum* und *Lemna minor*). In der mittleren Seengruppe finden sich Übergänge zwischen den beiden erwähnten Extremen. Die Makrophytenvegetation der Osterseen wurde in den Jahren 1974, 1981 und 1994 kartiert. Bei der letzten Kartierung machte sich der positive Effekt der im Jahr 1983 errichteten Dorfkanalisation bemerkbar. Seit dieser Zeit wird das Abwasser der Ortschaften Iffeldorf und Staltach zum Klärwerk Penzberg gepumpt, wo die gereinigten Abwässer in die Loisach eingeleitet werden.

Die Nährstoffbelastung der Seen wird durch den Makrophytenindex sehr genau widerspiegelt (vgl. Karte 1). Man erkennt die kritischen Zustände der südlichen Seen und eine allmähliche Verbesserung der Situation entlang der durchströmten Seenkette. Besonders günstig sind die Zustände am erwähnten Lustsee, dem durch zahlreiche unterseeische Quellen nährstoffarmes Quellwasser zufließt. Dieser See hat eine Entsprechung im Südosten der Seenkette, wo der Herrensee ähnlich günstige Bedingungen aufweist.

Der Makrophytenindex der südlichen Seen bei Iffeldorf sowie der des Fischkaltersees im Südosten hat sich durch die erwähnte Kanalisation gebessert. Das beweist ein Vergleich der Werte des Makrophytenindex mit den Jahren 1974 und 1981. (Da die Kartierung mit der gleichen Methode erhoben wurde wie 1994, konnte der Makrophytenindex nachträglich errechnet werden, auch wenn die Methode erst später entwickelt wurde.) Obwohl Verbesserungen des Gewässerzustandes eingetreten sind, muss weiterhin alles unternommen werden, um die erwähnten Seen von Belastungen freizuhalten. Wie sich im Fall des Fischkaltersees gezeigt hat, führte z.B. die Einleitung von Drainagewasser eines benachbarten Sportplatzes zu deutlichen und schlagartig eintretenden Erhöhungen des Gesamt-

P-Gehaltes dieses Sees (Mitt. WWA Weilheim). Die Schutzwürdigkeit der Osterseen steht wegen ihrer limnologischen Exklusivität außer Frage.

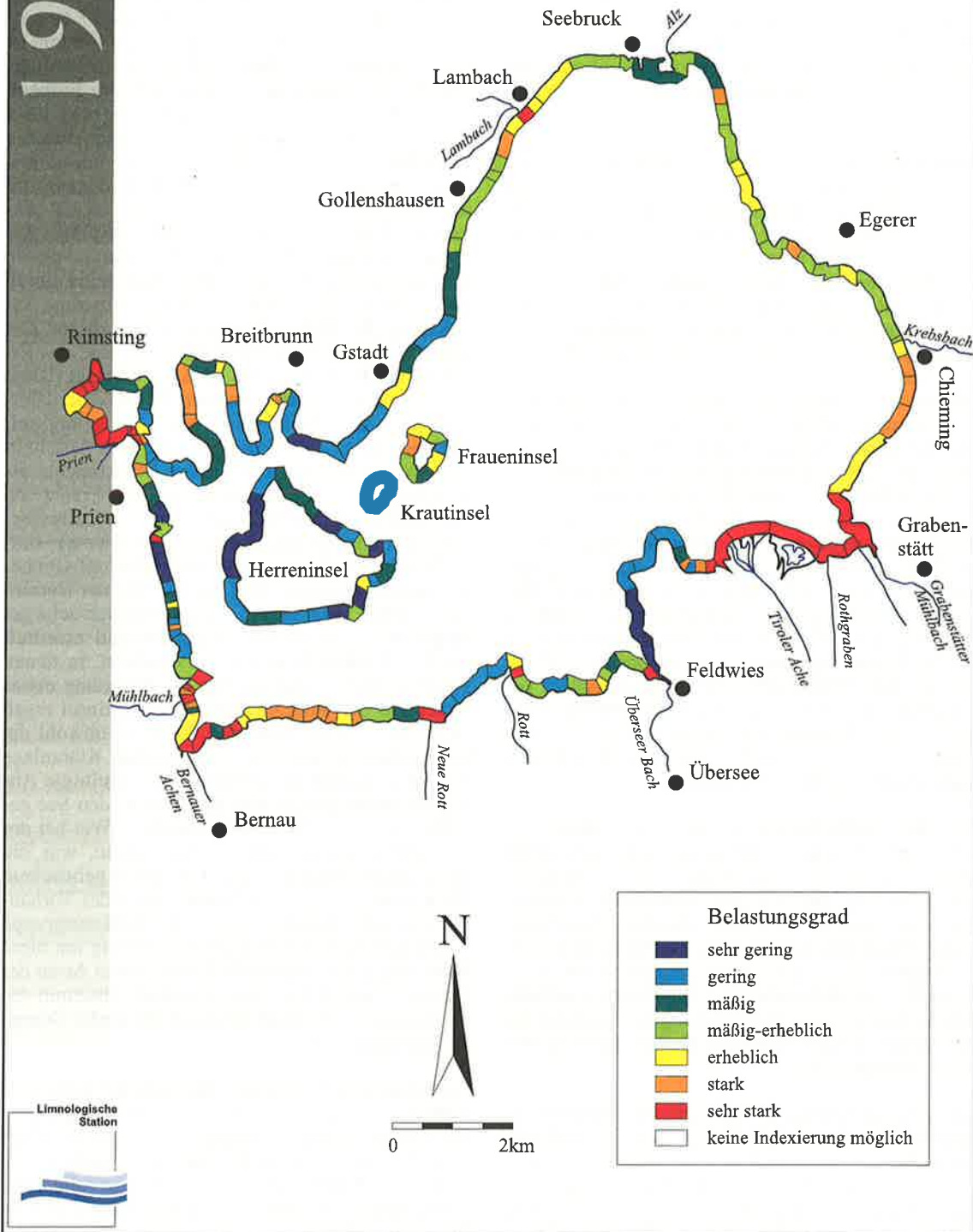
3.2 Chiemsee

Mit einer Fläche von 7990 ha und einem Umfang von 63.9 km ist der Chiemsee der größte bayerische See. Nicht nur wegen seiner Größe war und ist der Chiemsee das Objekt zahlreicher limnologischer Untersuchungen, sondern auch das Problem einer zunehmenden Gewässereutrophierung löste diese aus. Langwierige Verhandlungen führten schließlich zur Entscheidung, auch an diesem See eine Ringkanalisation zu bauen. Man begann mit den Arbeiten im Jahr 1986 und konnte das z.T. seeverlegte Kanalsystem im Jahr 1991 einweihen. Am Chiemsee führten MELZER et al. (1986) erstmalig eine Kartierung der submersen Vegetation durch und an diesem See erfolgte auch die erstmalige Anwendung des Makrophytenindex. Seit dieser Zeit wird die Methode laufend verbessert. Wie das Ergebnis der Kartierung des Jahres 1985 zeigt (Karte 2), wies der Chiemsee in weiten Teilen seiner Uferzone eine sehr starke bzw. starke Belastung auf. Entlang des gesamten Ostufers war kein Abschnitt nur mäßig belastet. Die Tiroler Ache brachte als Hauptzufluss zu dieser Zeit noch eine P-Fracht von 90 t jährlich in den Chiemsee. Auch im Zuflussbereich fast aller übrigen Zuflüsse war eine sehr starke Nährstoffbelastung über den Makrophytenbewuchs nachzuweisen. Entlang der Ufer der Herreninsel konnte dagegen ein durchschnittlich sehr geringer bis geringer Belastungszustand ermittelt werden. Lediglich in drei Abschnitten, in denen Drainagegräben münden, lag die Belastung etwas höher. An der dicht besiedelten Fraueninsel ergab sich eine stärkere Belastung der Ufer, obwohl die Insel schon damals über eine separate Kläranlage mit Phosphatfällung verfügte. Das gereinigte Abwasser wurde damals über ein Rohr in den See geleitet, das in ca. 20 m Tiefe mündete. Wie bei der Kartierung festgestellt werden konnte, war die Rohrleitung jedoch in ca. 2 m Tiefe gebrochen. Dieses unbekannt Leck konnte durch das Vorhandensein von Makrophyten aus der Indikatorgruppe 4 und 5 entdeckt werden, die kreisförmig um diese Stelle wuchsen. Außerhalb davon kamen Arten der Gruppe 3 und 2 vor. Der betroffene Abschnitt am Nordwestufer der Insel ist durch die Farbe Orange zu erkennen.

Am Chiemsee lieferte der Makrophytenindex erstmals einen Eindruck von der stark divergierenden Belastungssituation entlang der Uferlinie eines Sees. Für den sich der Kartierung zeitlich anschließenden Ringkanalbau konnten wertvolle Hinweise geliefert werden. Es war möglich, zahlreiche bis dahin unbekannt Rohrleitungen auszumachen, die an den Kanal angeschlossen wurden. Zudem wurde deutlich, dass jeder natürliche Zufluss für den See eine Belastungsquelle darstellt. Im Rahmen des Gewässerpflegeplanes Chiemsee wird deshalb auch der Entlastung der Zuflüsse besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Im Fall der Tiroler Ache hat man schon frühzeitig einer Abwassersanierung im Einzugsgebiet des Flusses, bis hinein nach Österreich, Vorrang eingeräumt. Bei kleineren Zuflüssen spielt eine Extensivierung der Landwirt-

1985

Chiemsee

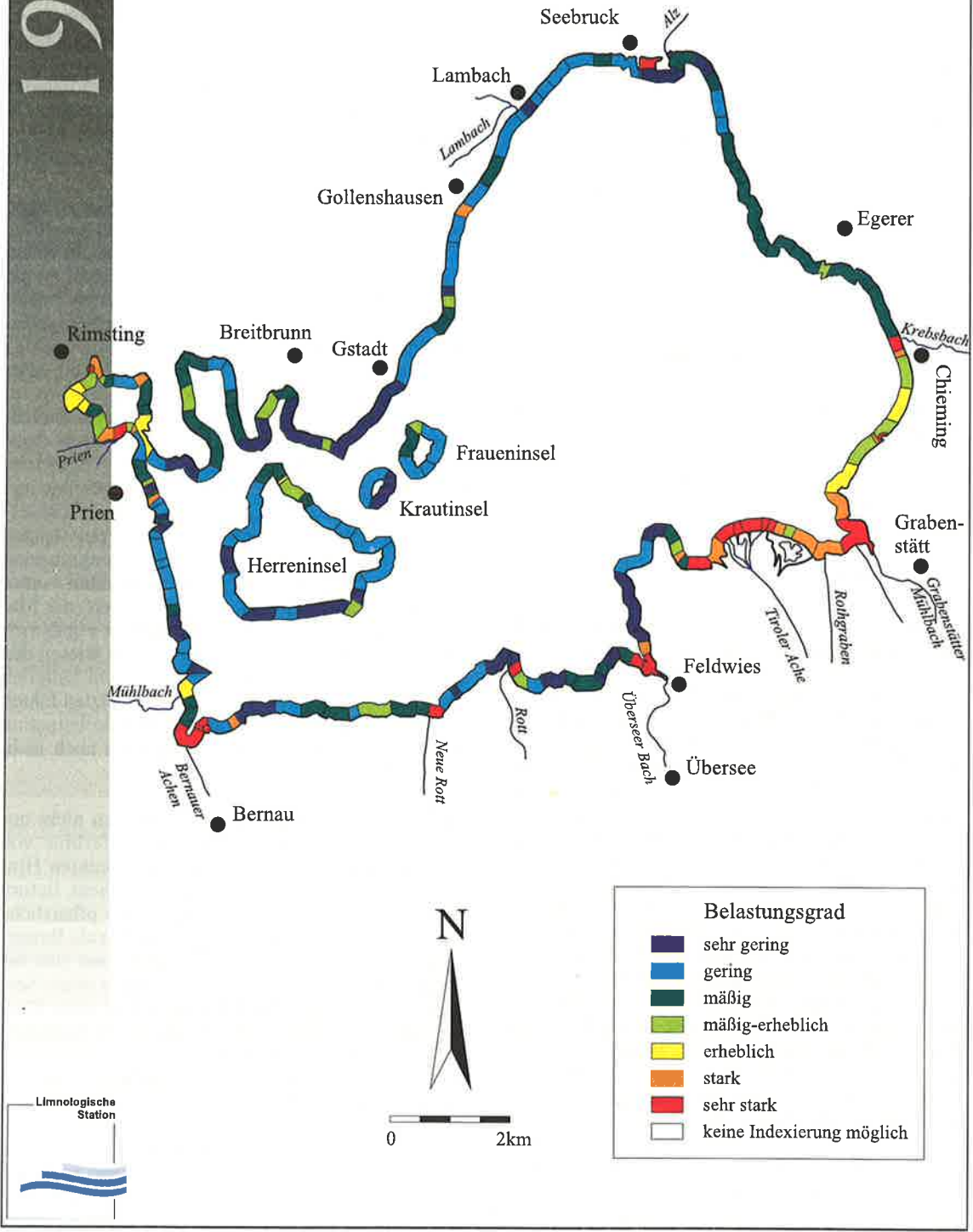


Karte 2

Makrophytenindices für den Chiemsee (1985)

1998

Chiemsee



Karte 3

Makrophytenindices für den Chiemsee (1998)

schaft als Entlastungsmaßnahme eine wichtigere Rolle.

Die im Jahr 1998 durchgeführte Kartierung zeigt ein verändertes Bild (Karte 3). Was die Zusammensetzung der submersen Vegetation angeht, so konnte vor allem eine Zunahme verschiedener Armleuchteralgenarten festgestellt werden. Entsprechend des Rückgangs der P-Fracht (SCHAUMBURG 1996), der vornehmlich auf den Bau des Ringkanals und die Entlastung der Tiroler Ache zurückzuführen ist, verbesserte sich die Belastungssituation im Uferbereich des Sees deutlich. Am Ostufer verbesserte sich der Makrophytenindex durchschnittlich um ein bis zwei Stufen und es ergibt sich heute in weiten Teilen nur noch eine mäßige Belastung. Auch zwischen Seebuck und Gstadt am Nordwestufer sowie zwischen Bernau und Übersee am Südufer des Sees trat eine Entlastung ein. Bei den drei Inseln hat sich die Situation für die Fraueninsel verbessert, die abwassertechnisch an den Ringkanal angeschlossen wurde.

Nach wie vor liegt die Nährstoffkonzentration der Zuflüsse über der des Sees, denn in deren Mündungsbereich wird durch die Makrophyten fast durchweg eine sehr starke Belastung angezeigt. Hier müssen künftige Sanierungskonzepte ansetzen.

4. Diskussion

Der für oberbayerische Seen entwickelte Makrophytenindex wurde an Seen Österreichs und Südtirols von Melzer und seiner Mitarbeitergruppe ebenfalls erfolgreich angewandt. Eine Übertragung auf Seen außerhalb der Alpen und des Alpenvorlandes kann nur dann erfolgen, wenn sicher ist, dass die Indikatorarten an Seen anderer Naturräume gleichartig auf Gewässerbelastungen reagieren. Bei der Untersuchung von Seen Mecklenburgs konnten Melzer und seine Mitarbeiter (unveröffentl. Bericht) feststellen, dass einige Arten in ihrem Zeigerwert offensichtlich deutlich abweichen. Im Stechlin See wurde z.B. *Ceratophyllum demersum* (Indikatorgruppe 5.0) zusammen mit Chara-Arten entdeckt, was an bayerischen Seen nie zu beobachten war. Auch für *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* und verschiedene Chara-Arten scheinen nach ersten Beobachtungen andere Zeigerwerte in nord- und ostdeutschen Seen gegeben zu sein. Bisher ist noch unklar, ob diese abweichenden Zeigerwerte auf klimatische Unterschiede, auf Abweichungen der chemisch-physikalischen Verhältnisse oder auf biotischen Interaktionen beruhen. Denkbar ist auch, dass sich auf Grund der großen räumlichen Distanz unterschiedliche Genotypen etabliert haben, die dann auch ein unterschiedliches ökologisches Verhalten aufweisen können. Man konnte bei Wasser- und Sumpfpflanzen, die sich hauptsächlich vegetativ fortpflanzen, sogar kleinräumig große genetische Unterschiede feststellen. Das traf z.B. für *Vallisneria americana* im Detroit River (LOKKER et al. 1994) und das Schilfrohr an einem mecklenburgischen See zu (NEUHAUS et al. 1993). Als Konsequenz der erwähnten Beobachtung bleibt festzuhalten, dass ein überregionaler Einsatz der hier vorgestellten Methode des Makrophytenindex erst nach Überprüfung der

Zeigerwerte der indikativen Arten möglich ist.

Wie eingangs erwähnt wurde, reagieren makrophytische Wasserpflanzen auf Veränderungen der Nährstoffsituation erst allmählich, d.h. im Zeitraum von Jahren. Verändern sich die Nährstoffgehalte sehr rasch, in dem sie durch plötzliche Belastungen stark zu- bzw. durch Entlastungen stark abnehmen, so kann der Makrophytenindex verzerrte Ergebnisse liefern. Erst ein längerer Gleichgewichtszustand wird ein durch den Makrophytenindex indiziertes Belastungsbild liefern, das der Realität entspricht. In vielen Fällen wäre es daher günstig, Zeigerorganismen zur Hand zu haben, die rascher auf veränderte Umweltbedingungen reagieren. Hier

haben sich in jüngster Zeit Aufwuchs-Kieselalgen als besonders zuverlässige Zeigerarten erwiesen (Diatomeenindex von HOFMANN 1994). In einem vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft an die Limnologische Station der TUM vergebenen Projekt wurde die Übereinstimmung bzw. wechselseitige Ergänzung von Makrophyten- und Diatomeenindex überprüft (SEELE et al. 1999). Der Vorteil einer kombinierten Anwendung beider Methoden war offensichtlich. Es gibt Seen, an denen beide Indices zum gleichen Ergebnis kommen. Hier herrscht demnach seit längerer Zeit ein stabiles Gleichgewicht. Ein Beispiel ist der zu den Osterseen gehörende und weiter oben erwähnte Lustsee. Beim Froschhausersee zeigten die Makrophyten einen besseren Zustand als die Diatomeen an. D. h. der Belastungszustand dieses Sees hat sich kürzlich zum Nachteil verändert. Die Diatomeen haben schon reagiert, die Makrophyten noch nicht. Beim Öschlesee ergab sich ein umgekehrtes Bild. Die Makrophyten wiesen den See als stark belastet aus, die Diatomeen lediglich als mäßig belastet. Hier hat also in den letzten Jahren eine deutliche Verbesserung der Nährstoffsituation stattgefunden, auf die die Makrophyten noch nicht reagiert haben.

Makrophytische Wasserpflanzen können nicht nur die Belastungssituation entlang der Uferlinie von Seen aufzeigen, sondern auch einen direkten Hinweis auf den Gesamt-P-Gehalt eines Sees liefern (MELZER 1988). Da der Phosphor die pflanzliche Produktion in Seen limitiert, kommt ihm als Bewertungsparameter für den Zustand eines Sees eine besondere Rolle zu. Der Gesamt-P-Gehalt eines Sees wird üblicherweise durch die Entnahme einer Wasserprobe in Seemitte ermittelt. Mit dieser Entnahme in Seemitte will man bewusst die sich möglicherweise verfälschend auswirkenden Einflüsse ufernaher Bereiche ausschließen. Man geht davon aus, dass in Seemitte eine gemischte Wasserprobe vorliegt, die einen Durchschnittswert für die Phosphorkonzentration des Seewassers liefert. Umgekehrt sollte ein Durchschnitt der Makrophytenindices aller Kartierungsabschnitte eine Korrelation mit dem Gesamt-P-Gehalt des Wassers in Seemitte ergeben. Diese Annahme hat sich bestätigt. Es ergab sich eine signifikante Korrelation zwischen durchschnittlichem Makrophytenindex und Gesamt-P-Gehalt des Wassers. Wenn man den durchschnittlichen Makrophytenindex aller Kartierungsabschnitte eines Sees unter Berücksichtigung der Länge jedes Abschnitts an der Gesamtlänge der Uferlinie errechnet, kann man durch die nachfolgende Formel den Gesamt-P-Gehalt eines Sees vorhersagen. Dabei ist y der Gesamt-

P-Gehalt in $\mu\text{g/l}$ und x der durchschnittliche Makrophytenindex.

$$\text{Gleichung (2)} \quad y = 11,82 x^2 - 44,66 x + 49,30$$

In Tabelle 2 werden die Gesamt-P-Gehalte angegeben, die für bestimmte Indexklassen durch den gemittelten Makrophytenindex angezeigt werden. Wie erwähnt, gilt dieser Zusammenhang für den durchschnittlichen Makrophytenindex und den in Seemitte zu erwartenden Gesamt-P-Gehalt. Ob der in einem einzelnen Abschnitt eines Sees ermittelte Makrophytenindex auch den dort vorherrschenden Gesamt-P-Gehalt anzeigt, konnte noch nicht geklärt werden. Für diese Eichung müssten erst zahlreiche Messungen des Gesamt-P-Gehaltes in vielen Abschnitten durchgeführt werden. Ein Zusammenhang ist durchaus zu erwarten.

5. Zusammenfassung

Makrophytische Wasserpflanzen können als wertvolle Indikatoren für die Aufdeckung von Gewässerbelastungen in der Uferzone von Seen dienen. In den vergangenen drei Jahrzehnten wurde vom Verfasser und seiner Mitarbeitergruppe in Bayern mehr als 100 Seen hinsichtlich des Bewuchses mit makrophytischen Wasserpflanzen durch Tauchkartierung untersucht. Dabei wird die Häufigkeit der untergetaucht lebenden Makrophyten nach einer fünfstufigen Skala in vier verschiedenen Tiefenstufen geschätzt und die Uferlinie dabei in längenvariable Kartierungsabschnitte eingeteilt. Es konnten neun Indikatorgruppen unterschieden werden, denen 45 verschiedene Indikatorarten zugeteilt wurden. Auf der Basis des Indikatorgruppenwertes und der Quantitätsstufe einer Art kann für jeden Kartierungsabschnitt ein Makrophytenindex errechnet werden. Dieser schwankt von 1 (unbelastet) bis 5 (sehr stark belastet). Es wurden 7 Indexklassen eingeführt, die unterschiedliche Belastungszustände bzw. Trophiezustände anzeigen. Die sieben Indexklassen können farblich dargestellt werden, so dass eine sehr rasche optische Erfassung des Belastungsbildes von Seen in Form von Karten möglich ist. Im Uferbereich vieler Seen konnten mit Hilfe des Makrophytenindex unbekannt Belastungsquellen aufgedeckt werden. Die Situation der Osterseen sowie des Chiemsees vor und nach seiner Abwassersanierung werden eingehend beleuchtet.

6. Literaturverzeichnis

- DAVE, G. (1992): Sediment toxicity and heavy metals in eleven lime reference lakes of Sweden. – *Wat. Air Soil Pollut.* 63 : 187-200
- DRAKE, J.C. & S.I. HEANEY (1987): Occurrence of phosphorus and its potential remobilization in the littoral sediments of a productive English lake. – *Freshwat. Biol.* 17: 513-523
- HENSCHEL, T. & A. MELZER (1992): Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 3/92
- HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. – *Bibl. Diatomol.* 30 : 1-241
- LACHAVANNE, J.-B. & R. WATTENHOFER (1975): Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. – *Comm. Int. pour la protect. Des eaux du Léman et du Rhône contre la pollution.* Geneva :1-147
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. – *Schrift. Ver. Gesch. Bodensees* 86:295-319
- LOKKER, C.; D. SUSKO; L. LOVETT-DOUST & J. LOVETT-DOUST (1994): Population genetic structure of *Vallisneria americana*, a dioecious clonal macrophyte. – *Am. J. Bot.* 81:1004-1012
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – *Diss. Bot.* 34
- MELZER, A. (1981): Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung. – *Limnologica* 13:449-458
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. – *Habilitationschrift an der Fak. für Chemie, Biol. u. Geowiss. d. TUM*
- MELZER, A.; R. HARLACHER; K. HELD; R. SIRCH & E. VOGT (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 4/86
- MELZER, A. & G. HÜNERFELD (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 2/90
- NEUHAUS, D.; H. KÜHL; J.-G. KOHL; P. DÖRFEL & T. BÖRNER (1993): Investigations on the genetic diversity of *Phragmites australis* stands using genomic fingerprinting. – *Aquat. Bot.* 45:357-364
- PANTLE, K. & H. BUCK (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – *Bes. Mitt. Z. Dt. Gewässerkundl. Jb.* 12:135-143
- SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 1/96
- SEELE, J. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihres Einzugsgebietes. *Diss. TU München*
- SEELE, J.; A. MELZER & U. RAEDER (1999): Handlungsanweisungen für die Untersuchung, Bewertung und den Schutz von Kleingewässern. – *Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, unveröffentlicht*
- SUOMINEN, J. (1968): Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW-Finland. – *Ann. Bot. Fenn* 5: 65-81
- TÜXEN, R. & E. PREISING (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. – *Dtsch. Wasserwirtsch.* 37:10-17 & 57-69
- UOTILA, P. (1971): Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S-Finland. – *Ann. Bot. Fenn.* 8:257-295

Anschrift des Verfassers:

Univ. Prof. Dr. Arnulf Melzer
Limnologische Station der TU München
Hofmark 1-3
D - 82393 Iffeldorf
e-mail: melzer@limno.biologie.tu-muenchen.de

Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation: Wildschaden oder Wildnutzen?

Friedrich REIMOSER*

Summary

The impact of wildlife ungulates on forest vegetation: Game damage or game benefit?

The first part of the paper describes a theoretical concept for the objective ascertainment of damage and benefit caused by game ungulates. The precise differentiation between impact on the one hand and damage/benefit on the other plays an important role there. The second part includes a guideline on a systematic and more objective assessment of game damage in forest stands with a practice oriented example (diagnosis scheme). Subsequently aspects about the game benefit which are hardly considered in research and practice up to now, as well as related research needs are shown. In the last part of the paper first results of an operational assessment of game damage and benefit are presented. These results originate from 750 pairs of patches (fenced/unfenced) in mountain forests of two Austrian regions inhabited by roe deer (*Capreolus capreolus*), red deer (*Cervus elaphus*) and chamois (*Rupicapra rupicapra*). Game benefit could be proved on numerous patches, however, the share of damaged patches is about 4 resp. 14 times higher, depending on the region studied. This leads to a markedly negative balance of the game impact in the areas investigated. Game management and silvicultural measures should be done more consciously to promote the positive effects of game ungulates on forest structure. A considerable requirement of basic research on the interactions between plants and large herbivores in forest ecosystems still exists.

Zusammenfassung

Im ersten Teil der Studie wird ein theoretisches Grundkonzept für die objektive Feststellung von Wildschaden und Wildnutzen skizziert. Dabei kommt der klaren Unterscheidung zwischen Einfluß und Schaden/Nutzen eine wesentliche Bedeutung zu. Im zweiten Teil erfolgt eine Anleitung für die systematische Objektivierung der Wildschadensbeurteilung in Waldbeständen anhand eines anwendungsorientierten Beispiels (Diagnoseschema). Anschließend sind Aspekte zum Wildnutzen, der in Forschung und Praxis bisher kaum in Betracht gezogen wurde, sowie zum diesbezüglichen Forschungsbedarf angemerkt. Im letzten Teil des vorliegenden Beitrages werden erste Ergebnisse einer operationalen Wildschadens- und Wildnutzensermittlung anhand von 750 Vergleichsflächenpaa-

ren (gezäunt - ungezäunt) aus zwei Untersuchungsgebieten in Österreich (Bergwaldbiotope) mit Vorkommen von Reh (*Capreolus capreolus*), Hirsch (*Cervus elaphus*) und Gams (*Rupicapra rupicapra*) vorgestellt. Ein Wildnutzen konnte zwar auf zahlreichen Flächen nachgewiesen werden; allerdings ist der Anteil der Schadensflächen etwa 4 bzw. 14 mal höher (je nach Gebiet), wodurch sich in den untersuchten Fällen eine stark negative Bilanz des Wildeinflusses ergibt. Schalenwildmanagement und waldbauliche Maßnahmen sollten gezielter darauf ausgerichtet werden, die möglichen positiven Einflüsse des Wildes besser zur Wirkung kommen zu lassen. Es besteht ein erheblicher Bedarf an Grundlagenforschung über diesbezügliche Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Pflanzenfressern in verschiedenen Waldökosystemen.

1. Einleitung und Problemstellung

Pflanzenfresser ernähren sich bekanntlich von Pflanzen, ohne daß dies gleich als Schaden zu werten ist. „Schaden“ ergibt sich grundsätzlich erst aus der Sicht eines Geschädigten, in der Regel aus dem Blickwinkel eines oder mehrerer Menschen (anthropozentrischer Standpunkt). Entsprechendes gilt für den „Nutzen“. Deshalb spielt Subjektivität auch bei der Beurteilung des Einflusses von Schalenwild eine große Rolle (SCHWARZENBACH 1982). Häufig ist unklar, ob und wie die Schadensbeurteilung objektiv durchgeführt werden soll (DONAUBAUER et al. 1990). Dies trifft vor allem auf die Verbißschäden am Wald zu. Nicht jeder vom Schalenwild verbissene Zweig bedeutet Schaden für den Baum und nicht jeder geschädigte Baum bedeutet Schaden für den Waldbestand (REIMOSER 1986a, REIMOSER und GOSSOW 1996). Als Grundlage für eine gezielte Forschung, für eine sachliche Diskussion und zur Vermeidung von Konflikten, die sich in der forstlichen und jagdlichen Praxis häufig aus falschen, voreiligen Schlüssen ergeben, ist eine systematische Zusammenfassung von Objektivierungsgrundsätzen und Beurteilungskriterien notwendig. Die vorliegende Studie soll dazu beitragen. Da zusätzlich zum Schaden erstmals auch der „Wildnutzen“ für die Waldentwicklung mit vergleichbarem Maßstab überprüft wird, entsteht ein neutraler, beidseitig offener Ansatz, der eine Bilanz von Nutzen und Schaden ermöglicht (Kapitel 5.). Durch die objektivere Beurteilung sollen einerseits die Entstehung von Nutzen gefördert und andererseits Schaden gezielter und konsequenter vermieden werden.

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Beiträge zur Schalenwilddiskussion“ am 10.3.2000 in Garmisch-Partenkirchen (Leitung: Peter Sturm)

2. Theoretisches Konzept

2.1 „Schaden“, „Nutzen“ oder lediglich Wildeinfluß?

Zunächst ist zu berücksichtigen, unter welchen Bedingungen überhaupt von „Schaden“ oder „Nutzen“ die Rede sein kann. Die Feststellung eines Schadens bedarf stets eines Soll-Ist-Vergleiches, und lediglich dann, wenn ein festgestellter Ist-Zustand dem vorgegebenen Soll-Zustand nicht entspricht, liegt Schaden vor.

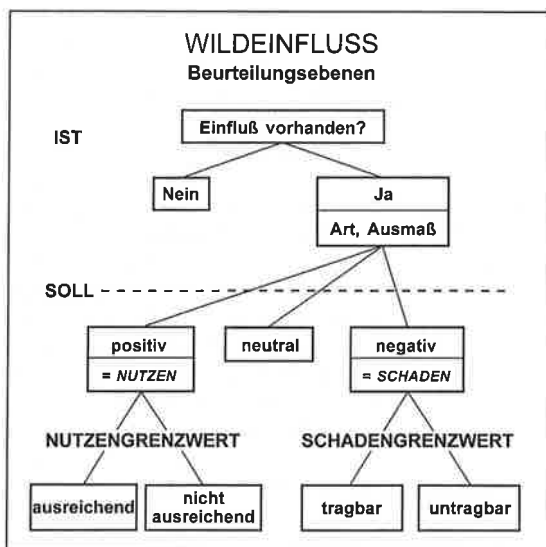


Abbildung 1

Einfluß, Nutzen und Schaden - Analyseebenen (Erklärungen siehe Text).

Entsprechendes gilt auch für die Feststellung eines Nutzens. Auch er orientiert sich an der Erreichung eines definierten Soll-Zustandes. Nutzen wäre z.B. gegeben, wenn durch selektiven Verbiß an konkurrenzstarken aber unerwünschten Baumarten andere, konkurrenzschwächere Arten den Soll-Wert erreichen. Bei der Analyse sind folgende grundsätzliche Aspekte zu berücksichtigen.

1. Gliederung des Wirkungsgefüges:

Zur Feststellung eines „Einflusses“ bedarf es zunächst einer Gliederung des jeweils zu prüfenden Wirkungsgefüges durch die Festlegung der Ergebnis- und Einflußgrößen. Soll beispielsweise der Einfluß von Wild auf die Waldvegetation geprüft werden, so sind Variable der Waldvegetation die „Ergebnisgrößen“ und das Wild betreffende Variable sind die „Einflußgrößen“. Es könnte aber auch umgekehrt der Einfluß der Waldvegetation (Struktur, Textur etc.) auf das Wild (Raumnutzung, Populationsdynamik etc.) gefragt sein.

2. Feststellung eines Einflusses:

Es können alle potentiell möglichen Wirkungen einer Einflußgröße auf eine bestimmte Ergebnisgröße interessant sein (generell mögliche Einflüsse) oder lediglich ein spezieller Fall, wobei durch den Vergleich konkreter Ist-Zustände (z.B. Vergleich der Waldentwicklung unter Einbeziehung und unter Ausschluß des Schalenwildes)

das Vorhandensein eines Einflusses auf die Ergebnisgrößen festgestellt wird (evtl. auch detailliert nach Art und Ausmaß des Einflusses; Abb. 1). Auf dieser Ebene des Vergleiches von Ist-Werten erfolgt noch keine Bewertung. Eine Bewertung der Ist-Zustände ist nicht möglich, weil kein Soll-Zustand vorgegeben ist. Im Falle eines festgestellten Einflusses darf deshalb nicht von einem „Problem“ (definiert als ein vom erwünschten Soll abweichender Ist-Zustand), von „Schaden“ oder von „Nutzen“ gesprochen werden, weil diese Wertkategorien ohne die Kenntnis eines Soll-Zustandes grundsätzlich nicht existieren. Die Ebene der Ist-Zustandsanalyse liegt im rein naturwissenschaftlich-ökologischen Bereich ohne bewertende Schlußfolgerung bzw. ohne Beurteilung eines Einflusses.

3. Zielsetzung (SOLL-Vorgabe und qualitativer SOLL-IST-Vergleich):

Erst nach der Festlegung von operationalen Soll-Werten und dem dadurch möglichen Soll-Ist-Vergleich kann ein Einfluß objektiv bewertet bzw. beurteilt werden, z.B. positiv (Nutzen), negativ (Schaden) oder intermediär (weder Nutzen noch Schaden). Dabei spielen sozioökonomische Aspekte und individuelle Wertbeimessungen eine wesentliche Rolle. Erst auf dieser Ebene ist die Entstehung eines Problems möglich.

4. Nutzensgrenzwert und Schadensgrenzwert (quantitativer SOLL-IST-Vergleich):

Bei weiterer Differenzierung des Beurteilungssystems können Soll-Schwellenwerte bestimmt werden, ab denen ein positiver Einfluß (Nutzen) im Hinblick auf eine bestimmte Zielsetzung als ausreichend positiv oder ein negativer Einfluß (Schaden) als untragbar anzusehen ist (vgl. Abb.1).

Die verschiedenen Einwirkungsarten der Säugetiere auf die Waldvegetation (Abb. 2) sollten nicht mit den Schadensarten verwechselt werden. Während sich bei der Einwirkungsart der Tritt (inkl. Scharr- und Wühltätigkeit), der Verbiß (Samenfraß; Keimlingsverbiß – „unsichtbarer Verbiß“; Baumverbiß – „sichtbarer Verbiß“), die Fegung und die Schälung (Stammeschälung; Wurzelschälung an oberirdischen Wurzelteilen) unterscheiden lassen, kann der Schaden am Waldbestand z.B. nach den Kriterien Zuwachsverlust, Wertverlust, Stabilitätsverlust, Diversitätsverlust, Verlust an „Nachhaltigkeit“, Verlust an erwünschten „Waldwirkungen“ etc. differenziert werden. Für Nutzen gilt entsprechendes (Zunahme an Stabilität, Diversität etc.). Die Bilanz aus den positiven und negativen Auswirkungen der Tiere ist schließlich entscheidend.

Falls lediglich Ist-Zustände miteinander verglichen werden, beispielsweise Verbißprozente aus mehreren aufeinanderfolgenden Jahren, so kann dadurch zwar ein Wildeinfluß und dessen Entwicklungstendenz, nicht jedoch ein Schaden am Waldbestand (Soll-Ist-Vergleich) festgestellt werden. Soll-Werte für die Waldverjüngung (z.B. Mindeststammzahl, Baumartenanteile, Verjüngungssicherungszeitraum) lassen sich z.B. in Abhängigkeit von Waldgesellschaft und Waldfunktion für jeden Waldbestand herleiten (vgl. z.B. REIMOSER und SUCH-

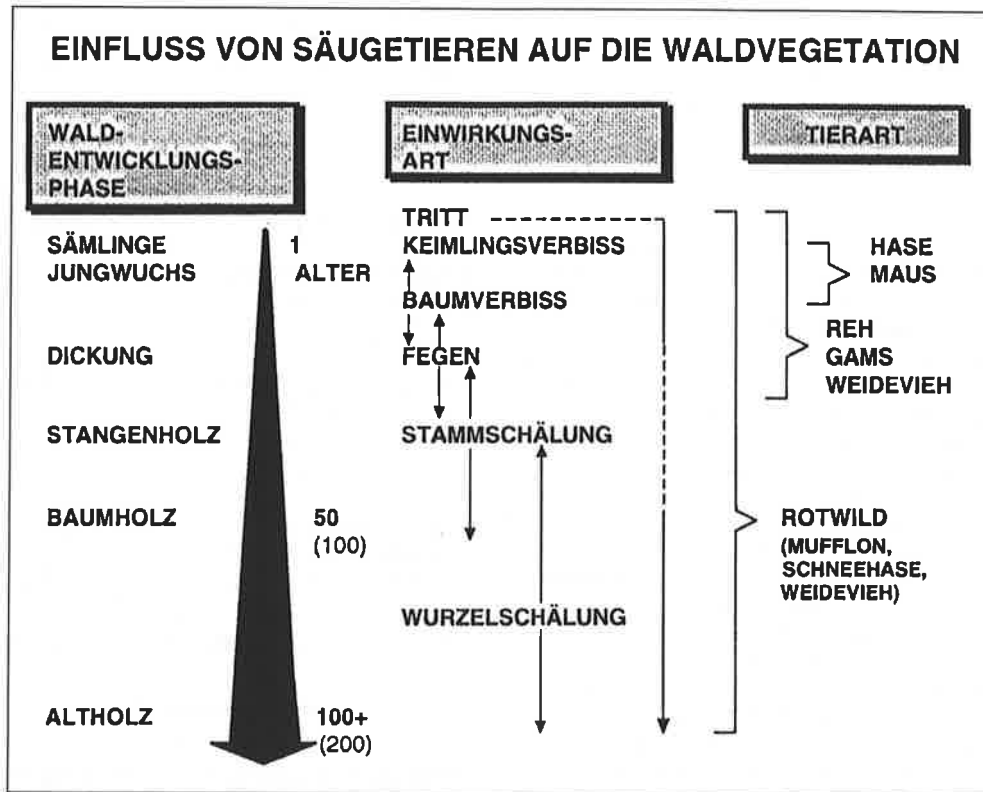


Abbildung 2

Direkte Einwirkungsmöglichkeiten von Säugetierarten auf die Waldvegetation in Abhängigkeit von der Waldentwicklungsphase

Die Pfeile signalisieren jene Waldentwicklungsphase, in der die betreffende Einwirkungsart vorwiegend auftritt. Die Klammern ordnen die Tierarten den für sie typischen Einwirkungsarten zu. Weitere Einwirkungen wie Samenverbeitung durch Tiere etc. sind in dieser Übersicht nicht enthalten.

ANT 1992, ERHART 1994, Autonome Provinz Bozen/Südtirol 1997, SCHULZE 1997, REIMOSER et al. 1997). Für die Festlegung von Soll-Grenzwerten bzw. Verbiß-Toleranzgrenzen ist es von wesentlicher Bedeutung, ob das Verjüngungsziel aus betrieblicher Sicht (z.B. als waldbauliches Optimalziel) oder aus landeskultureller Sicht (als „landeskulturelle Mindestzielsetzung“) definiert wird. Aufgrund von unterschiedlichen Zielen und Grenzwerten können sich für den festgestellten Wildschaden oder -nutzen auch bei identem Einfluß des Wildes sehr unterschiedlich hohe Werte ergeben.

Der Wildeinfluß (positiv, negativ oder kein Einfluß) kann am besten durch den Vergleich der Jungwaldentwicklung ohne und mit Wildeinwirkung sichtbar gemacht werden (Kontrollzaun und ungezäunte Vergleichsfläche). Dieser Vergleich liefert zwei Ist-Zustände: Waldentwicklung bei aktuellem Wildeinfluß und Waldentwicklung bei vollständigem Ausschluß des Schalenwildes. Um einen Wildschaden feststellen zu können, müssen diese beiden Ist-Werte mit einem vorgegebenen Soll-Wert verglichen werden. Der Verjüngungszustand innerhalb des Zaunes, der nicht natürlich ist (völliger Wildausschluß) und der auch nicht der erwünschte Waldzustand sein muß, ersetzt nicht die Vorgabe von bestandesbezogenen Soll-Werten (vgl. REIMOSER und SUCHANT 1992).

2.2 Stimmt die Prognose?

Die Feststellung von Verbißschäden am Jungwuchs

des Waldes stellt immer eine Schadensprognose dar, weil der eigentliche Schaden erst später eintritt, zum Beispiel zum Zeitpunkt der Holzernte oder wenn sich eine wildbedingte Verschlechterung von erwünschten Waldfunktionen ergibt. Je früher diese Prognose gestellt wird, desto unsicherer ist sie, weil sich die Reaktionen des betreffenden Waldbestandes und sein Ausgleichs- und Regenerationsvermögen nur beschränkt vorhersagen lassen. Ursache und Wirkung - Wildverbiß und Wildschaden - können im Wald viele Jahrzehnte auseinanderliegen. Dadurch ist es oft sehr schwierig, den am Wald tatsächlich entstehenden Wildschaden bereits im Jahr des Verbißes einigermaßen sicher einzuschätzen. Dies steht im starken Gegensatz zu den Wildschäden in der Landwirtschaft, wo der Schaden meist innerhalb eines Jahres eintritt und dadurch wesentlich leichter erfaßt werden kann. Entsprechendes gilt auch für den Wildnutzen, wenn am Jungwuchs spätere Auswirkungen prognostiziert werden.

3. Schaden durch das Wild. Schritte einer objektiven Diagnose

Trotz der angeschnittenen Problematik kann einiges für die Objektivierung der Wildschadensbeurteilung getan werden. Dabei sind Kontrollzäune zwar sehr vorteilhaft, aber nicht bei allen Fragen unbedingt erforderlich. Als „Objektivierung“ ist in diesem Zusammenhang jede Einschränkung des subjektiven Ermessensspielraumes im Interesse der Vermeidung von Mißverständnissen und Konflik-

ten zu verstehen. An einem Beispiel sollen die wichtigsten Objektivierungsschritte, die in der Praxis in einem Zuge in sehr kurzer Zeitspanne ablaufen können, systematisch nachvollzogen und bewußt gemacht werden.

3.1 Zustandsdiagnose

Stellen sie sich vor, sie stoßen bei einem Waldbe-gang auf eine stark verbissene Weißtanne (Abb. 3) und sollen feststellen, ob dieser Verbiß Wildschaden bedeutet oder nicht. Bei systematisch ablaufender Beurteilung (Abb. 4) sollte die erste Frage lauten: Handelt es sich beim Standort dieses Baumes überhaupt um eine **verjüngungsnotwendige Waldfläche**? Dies ist lediglich dann der Fall, wenn für den betroffenen Waldbestand ein aktueller Verjüngungsbedarf besteht. Nicht verjüngungsnotwendig sind in der Regel Dickungen, gesunde Stangen-hölzer und jüngere, geschlossene Baumhölzer. Wenn in solchen Beständen nach einer Läuterung oder Durchforstung vorübergehend Naturverjün-gung aufwächst, die nach einigen Jahren infolge von zunehmendem Kronenschluß und Lichtmangel wieder abstirbt, so bedeutet auch ein Totalverbiß zu diesem Zeitpunkt keinen Wildschaden für den be-troffenen Waldbestand. Ein verbißbedingter Ausfall von Jungbäumen erfolgt im Rahmen der sogenann-ten *kompensatorischen Sterblichkeit*, wobei es im hier behandelten Zusammenhang letztlich unbe-deutend ist, durch welche Ursache die sich vor-übergehend entwickelnden Bäumchen wieder ab-sterben. Erst zu einem späteren Zeitpunkt, wenn der betroffene Waldzustand verjüngt werden soll und die Lichtverhältnisse dies zulassen, ist die Ent-stehung von Wildschaden möglich. Als verjün-



Abbildung 3

Verbissene Tanne: Wildschaden - ja oder nein?

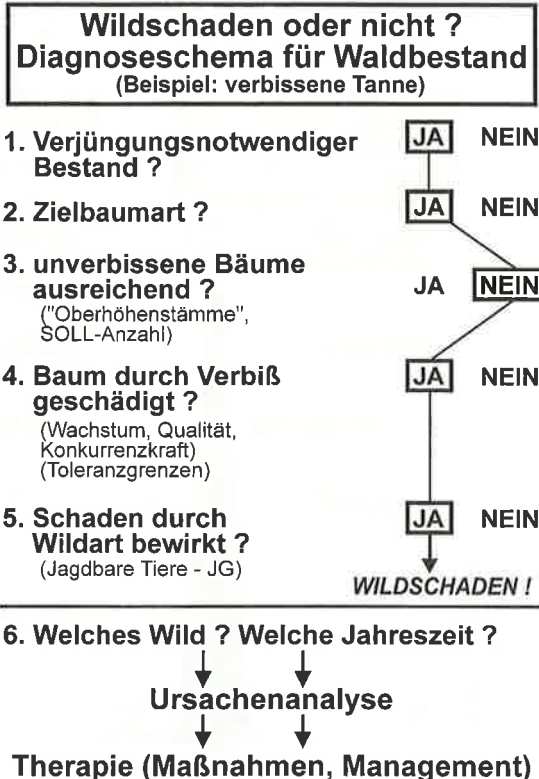


Abbildung 4

Hilfsschema zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung bei Verbiß.

gungsnotwendig gelten in der Regel Jungwuchsbestände bis die Wipfeltriebe der Reichweite des Wildärsers entwachsen sind (z.B. unter 1,3 m Höhe), ältere stärker aufgelichtete Baumholzbestände, kranke oder umwandlungsbedürftige jüngere Bestände sowie Plenterwald. Auch Verbißkontrollzäune sollten auf verjüngungsnotwendigen Waldflächen angelegt werden.

Falls es sich bei unserem Beispiel um einen verjüngungsnotwendigen Bestand handelt, ist als nächstes abzuklären, ob die **Tanne eine Zielbaumart** ist oder ob sie an diesem Standort nicht vorzukommen braucht. Verbiß an einer im Verjüngungsziel nicht erwünschten, vielleicht standortwidrigen Baumart darf nicht als Schaden bezeichnet werden.

Falls die Baumart Tanne aber vorkommen soll, dann gilt auch der nächste Beurteilungsschritt (vgl. Abb. 4) noch nicht der vor uns stehenden ver-bissenen Tanne (Abb. 3), sondern den **unverbissenen Tannen** im Jungbestand. Die Frage ist: Sind Anzahl und Verteilung der unverbissenen Tannen für die weitere Entwicklung des Waldes ausrei-chend? Eine objektive Antwort ist erst dann mög-lich, wenn ein klar definiertes Verjüngungsziel vorliegt, wenn also ein Mindestwert festgelegt ist, wie viele Bäume sich unbeschädigt entwickeln können müssen und wie hoch der Tannenanteil mindestens sein muß (Soll-Anzahl). Beim Soll-Ist-Vergleich und der Feststellung der unverbissenen Bäume ist stets von den höchsten Bäumchen der betreffenden Zielbaumart, in unserem Fall von den höchsten Tannen in der Verjüngung (den sogenann-ten Oberhöhenbäumen bzw. der Jungtannen-Ober-

schicht) auszugehen. Wenn zum Beispiel neben unserer verbissenen Tanne (Abb. 3) mindestens gleichhohe unverbissene Tannen in ausreichender Anzahl vorhanden sind, dann ist diese Tanne nicht wichtig und scheidet aus dem weiteren Beurteilungsprozeß aus. Nur wenn zu wenige solcher unverbissenen Tannen im Bestand vorhanden sind, ist diese Tanne von Bedeutung für die weitere Schadensbeurteilung und nur dann kommt es auch auf diese Tanne an.

Jetzt erst schwenkt der Blick von der Beurteilung des Waldbestandes auf die **Beurteilung des Einzelbaumes**. Nun gilt es abzuschätzen, ob unsere Tanne durch den festgestellten Verbiß auch tatsächlich geschädigt ist. So ist zum Beispiel bekannt, daß Seitentriebverbiß dem Höhenwachstum der Jungbäume viel weniger schadet als Wipfeltriebverbiß und daß der Verbiß unterhalb des obersten Kronendrittels unbedeutend ist. Bei gepflanzter Fichte wurde beispielsweise nachgewiesen, daß Seitentriebverbiß praktisch nur in Kombination mit Wipfeltriebverbiß zu einem meßbaren Höhenzuwachsverlust führt und daß Wipfeltriebverbiß sich erst dann negativ auf das Höhenwachstum auswirkt, wenn er in mindestens zwei Jahren erfolgt, während ein einmaliger Wipfelverbiß sogar einen Zuwachsgewinn durch längere Folgetriebe bewirken kann (POLLANSCHÜTZ 1984, 1995). Ist unsere Tanne (Abb. 3) nun **durch Verbiß geschädigt oder nicht?** Als Prüfkriterien sind vor allem Wachstum, Qualität und Konkurrenzkraft entscheidend. Obwohl die Wipfeltriebe kaum geschädigt sind, wollen wir annehmen, daß der sehr starke Seitentriebverbiß den Baum schädigt. Es liegt also Verbißschaden vor.

Schließlich gilt es noch abzuklären, ob der Verbißschaden an der Tanne **durch Wild bzw. durch Schalenwild** erfolgt ist. Nur Wild, das laut Jagdgesetz als solches definiert ist, kann Wildschaden bewirken. Verbißschäden durch Weidevieh oder Mäuse zum Beispiel, die dem Wildverbiß ähnlich sehen, sollten nicht mit diesem verwechselt werden. Es hätte wenig Sinn, Hirsche oder Rehe zu reduzieren, um Schäden durch Mäuse oder Weidevieh zu verhindern.

Nehmen wir an, unsere Tanne ist durch Wild verbissen. Jetzt erst ist klar, daß ein Wildschadensfall vorliegt, der in unserem Beispiel durch Verbiß bewirkt wurde. Die Zustandsdiagnose ist somit abgeschlossen. Nötigenfalls folgt nun die Berechnung einer Verbißschadensentschädigung, z.B. mit Hilfe diverser Bewertungstafeln.

Fege-, Schlag- und Schältschäden: Bei der Beurteilung von Fege- und Schlagschäden an jungen Bäumen (bis ungefähr 3 Meter Baumhöhe) gilt grundsätzlich das gleiche Beurteilungsschema wie bei der Feststellung des Verbißschadens. Bei Schälung ergeben sich jedoch teilweise andere Kriterien für die Schadensbeurteilung. Dabei sind vor allem die Dauer zwischen Schälungszeitpunkt und Holzernte und der davon abhängige Fäulefortschritt im Baumstamm, der zu Qualitäts- und Stabilitätsverlusten führt, von wesentlicher Bedeutung. Wenn z.B. Bäume innerhalb von wenigen Jahren nach der Schälung im Zuge von routinemäßigen

Durchforstungen oder Endnutzungen geerntet werden - wenn sie also auch ohne Schälung bald entnommen oder natürlich ausfallen würden - so ergeben sich meist keine Schäden. Fegung an älteren Bäumen (über ca. 3 m) ist analog zur Schälung zu beurteilen. Ein Wildnutzen ist bei Schälung weniger leicht möglich als bei Verbiß.

3.2 Ursachendiagnose

Wenn der soeben festgestellte Wildschaden effizient verhindert werden soll, sollte nun eine Ursachendiagnose folgen. Um erfolgreich Maßnahmen setzen zu können, gilt es dabei vor allem folgendes möglichst genau festzustellen:

- *Welche Wildarten bereiten Probleme?*

Wenn mehrere Schalenwildarten im selben Gebiet vorkommen, sollten sich die Gegenmaßnahmen primär auf die schädigende(n) Wildart(en) konzentrieren. Eine ungezielte Ausrichtung der Maßnahmen auf alle vorkommenden Schalenwildarten verzögert oder unterbindet den Erfolg.

- *In welcher Jahreszeit erfolgen die Schäden?*

Je besser dies bekannt ist, desto gezielter kann vorgegangen und desto rascher kann das Problem gelöst werden. Bei einem Fehlen dieser Kenntnisse tritt nicht selten der Fall ein, daß z.B. jenes Reh-, Gams- oder Rotwild, das beispielsweise im Frühjahr im Problemgebiet seinen Einstand hat und immer wieder den Schaden bewirkt, gar nicht bejagt wird, aber anderes Wild derselben Art, das sich im Herbst dort schadensfrei aufhält, unnötig scharf bejagt wird. Dies würde lediglich eine Reduktion des Wildbestandes, aber nicht des Wildschadens bewirken.

- *Wie ist die Wildschadenanfälligkeit des Biotops?*

Des weiteren sind die eigentlichen Verschulder der Wildschäden, also die stets vom Menschen ausgehenden Hintergrundursachen, die in forstlichen, jagdlichen, touristischen und anderen Bereichen liegen können, soweit als möglich abzuklären (vgl. z.B. REIMOSER, 1986a; REIMOSER und GOSSOW 1996).

Klare Ziele, eine objektive Zustandsdiagnose und eine möglichst gründliche Ursachenanalyse sind die Voraussetzung für Konfliktvermeidung und eine erfolgreiche Therapie. Dies gilt sowohl für das Management des Schalenwildes als auch des Waldes und der Qualität der Wildtierhabitate.

4. „Nutzen“ durch das Wild

Über „positive“ Funktionen des Schalenwildes im Ökosystem Wald wie die Samenverbreitung und das Eintreten von Pflanzensamen in den Boden, das Verbeißen der Konkurrenzvegetation von „Zielbaumarten“, die Veränderung der Keimungsbedingungen durch Kotproduktion sowie die Nährstoffumverteilung liegen bisher nur wenige konkrete Untersuchungsergebnisse vor (z.B. PUTMAN 1986, REIMOSER 1986a, 1986b, 1996b, WOLF 1988). Nach positiven Funktionen wurde jedoch - im Gegensatz zu den „negativen“ Auswirkungen - auch nur selten gesucht. Ein schalenwildbedingter Nutzen am Wald wurde in Forschung und Praxis bisher kaum in Betracht gezogen oder sogar für un-

möglich gehalten. Aufgrund der *Lotka-Volterra*-Gleichungen sind für die Beurteilung von Auswirkungen ökologischer Beziehungen zwischen Arten auf deren Fitness¹⁾ (0, +, -) mindestens sechs regelmäßig anzutreffende Klassen von Beziehungen, die von grundsätzlicher Bedeutung sind, zu unterscheiden (vgl. HOWE und WESTLEY 1993):

- 0/0 „Neutralismus“: Arten interagieren, ohne die Fitness des Partners zu beeinflussen.
- 0/+ Kommensalismus: Eine Art genießt Vorteile, die zweite bleibt unbeeinflusst.
- 0/- Amensalismus: Eine Art erleidet Nachteile, die andere bleibt unbeeinflusst.
- /- Konkurrenz: Zwei Arten benutzen die selbe(n) begrenzende(n) Ressource(n).
- /+ Herbivorie, Parasitismus, Prädation: Eine Art frißt die andere.
- +/+ Mutualismus: Beide Arten profitieren.

Neuere Untersuchungen zeigen immer deutlicher, daß außer den traditionellen Schlüssel-Interaktionen „Konkurrenz“ und „Prädation“ auch Herbivorie und vor allem Mutualismus die natürlichen Gemeinschaften oft tiefgreifend formen. Die Erforschung dieser Beziehungen zwischen Pflanzen und Tieren eröffnet der Ökologie neue Möglichkeiten, die vor einigen Jahren noch unvorstellbar waren (HOWE und WESTLEY 1993). Auch die Wald-Wild-Wechselbeziehungen müssen vor diesem Hintergrund gesehen und untersucht werden. Es ist auch von wesentlichem praktischen Wert zu wissen, unter welchen Bedingungen für den Menschen positive Auswirkungen des Wildes eintreten und wie sie optimal genutzt werden können.

5. Bilanz von Nutzen und Schaden.

Nutzen und Schaden des Schalenwildeinflusses auf die natürliche Waldverjüngung werden anhand erster Ergebnisse von zwei konkreten Fallstudien aus Gebieten mit Vorkommen von Reh (*Capreolus capreolus*), Hirsch (*Cervus elaphus*) und Gemse (*Rupicapra rupicapra*) dargestellt. In beiden Untersuchungsgebieten dominieren montane Bergmischwälder (v.a. Fichte, Tanne, Rotbuche, Bergahorn). Die Erhebungsmethode (Vergleichsflächenverfahren „Gezäunte - Ungezäunte Fläche“, REIMOSER 1991, REIMOSER und SUCHANT 1992) und das Auswertungsverfahren (Soll-Ist-Vergleich, ERHART 1994, REIMOSER 1996a, REIMOSER et al. 1997) sind für beide Gebiete gleich (WIKOSYS 4.0). Die Prüfkriterien (Indikatoren) mit den entsprechenden Soll-Werten bzw. Intoleranzgrenzen für die Feststellung von Nutzen bzw. Schaden sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Soll-Werte für die Prüfkriterien N, M, S und A (Tab. 1) wurden in Abhängigkeit von der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft und der Waldfunktion festgelegt. Die Intoleranzgrenze für den Höhenzuwachsverlust (H) ist erreicht, wenn das Höhenwachstum bei langsamwüchsiger Waldverjüngung - (maximaler Jahreshöhenzuwachs < 10 cm) mindestens zwei und bei raschwüchsiger Verjüngung drei (von acht) Höhenklassen schalenwildbedingt zurückbleibt. Als Hilfskriterium für den Höhenzuwachsverlust (als „Frühwarnsystem“) wurde der Mehrfachverbiß (mehr als ein Terminaltrieb in drei Jahren verbissen) verwendet (Intoleranzgrenze 30 %, Tab. 1). In Waldgesellschaften, in denen den Sträuchern eine wesentliche Funktion im Hinblick auf die Erhaltung der Produktionskraft des Bodens zukommt, werden auch diese berücksichtigt; es gelten die Grenzwerte für Strauchartenanzahl und Strauchvolumenindex (40% bzw. 600 m³/ha äquiv.). Als Schaden gilt, wenn bei mindestens einem Prüfkrite-

Tabelle 1

In den Untersuchungsgebieten verwendete Prüfkriterien (Indikatoren) mit Soll-Werten und Intoleranzgrenzen

Indikator		SOLL-Wert ¹
N	Jungwuchsdichte	mind. 2000-5000 Bäume/ha
M	Mischungstyp (LH; NH; LH/NH)	mind. 10-50% der Jungwuchsdichte (N) Laubholz und/oder Nadelholz
S	Schlüsselbaumarten	mind. 10-20% der Jungwuchsdichte
A	Baumartenanzahl	mind. 1-4 Arten
I	Strauchvolumenindex ²	mind. 600 m ³ /ha äquiv.
Intoleranzgrenze		
H	Höhenzuwachs ³	Differenz 2 bzw. 3 Höhenklassen ⁴
Z	Strauchartenanzahl ²	40% Differenz
V	Mehrfachverbiß ⁵	30% der Bäume

¹ abhängig von Potentieller Natürlicher Waldgesellschaft (PNW) und Waldfunktion

² fakultativ für bestimmte Waldgesellschaften

³ Oberhöhenbäume des Jungwuchses

⁴ abhängig von maximaler Terminaltrieblänge

⁵ Terminaltrieb-Mehrfachverbiß an Oberhöhenbäumen in 3 Jahren

¹ Für die beiden interagierenden Arten bedeuten die Zeichen jeweils, daß die Beziehung die Fitness erhöht (+), verringert (-), oder nicht beeinflusst (0).

Tabelle 2

Häufigkeitsverteilung der Vergleichsflächenpaare (%) nach den Kategorien Schaden und Nutzen für unterschiedliche Beobachtungszeiträume (1989 bis 1992, 1992 bis 1995, 1989 bis 1995).

Kategorien	Vorarlberg			Höllengebirge		
	89/92	92/95	89/95	89/92	92/95	89/95
nur Nutzen	9	11	12	5	6	4
nur Schaden	47	35	46	59	56	57
Schaden und Nutzen	11	8	9	7	11	13
weder Schaden noch Nutzen	33	46	33	29	27	26

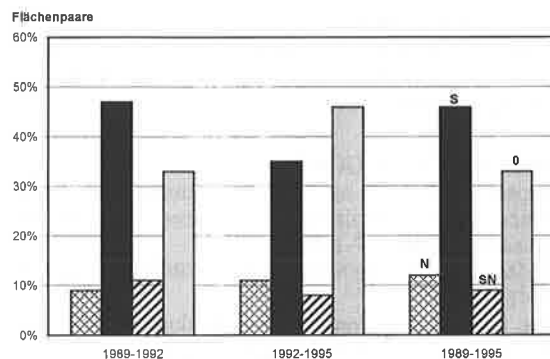


Abbildung 5

Wildschaden und Wildnutzen (% Flächenpaare) am Beispiel des Vorarlberger Untersuchungsgebietes (Erläuterungen siehe Text).

- N = ausschließlich Nutzen,
- S = ausschließlich Schaden,
- SN = Schaden und Nutzen,
- 0 = weder Schaden noch Nutzen.

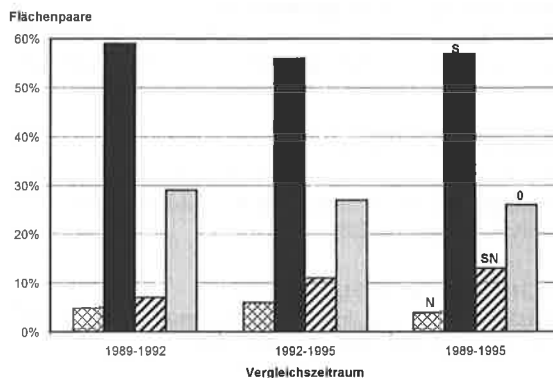


Abbildung 6

Wildschaden und Wildnutzen (% Flächenpaare) am Beispiel des Höllengebirges/Oberösterreich (Erläuterungen siehe Text).

- N = ausschließlich Nutzen,
- S = ausschließlich Schaden,
- SN = Schaden und Nutzen,
- 0 = weder Schaden noch Nutzen.

rium der Soll-Wert schalenwildbedingt (Vergleich der Waldentwicklung auf der ungezäunten Fläche mit jener auf der schalenwildsicher eingezäunten Fläche) nicht erreicht oder eine Intoleranzgrenze (Tab. 1) wildbedingt erreicht wird. Entsprechend gilt als Nutzen, wenn bei mindestens einem Prüfkriterium der Soll-Wert bedingt durch den Schalenwildeinfluß erreicht wird oder an einer Schlüsselbaumart ein schalenwildbedingter Höhenmehrzuwachs von mindestens 2 bzw. 3 Höhenklassen (z.B. durch Verbiß der Konkurrenzvegetation) eintritt.

Die Ergebnisse aus den zwei Untersuchungsgebieten sind in Tabelle 2 sowie in den Abbildungen 5 und 6 dargestellt. Sie resultieren aus 656 Vergleichsflächenpaaren (Teilgebiet Vorarlbergs) bzw. 94 Flächenpaaren (Höllengebirge in Oberösterreich). Der Untersuchungszeitraum beträgt 6 Jahre (2 mal 3 Jahre). In beiden Gebieten konnten sowohl Flächen mit ausschließlich Wildschaden als auch solche mit ausschließlich Wild-

nutzen nachgewiesen werden. Der Anteil der Schadensflächen ist allerdings etwa 4 mal (Vorarlberg) bzw. 14 mal (Höllengebirge) so hoch wie der Anteil der Nutzensflächen, wodurch sich eine stark negative Bilanz ergibt. Der Anteil der Flächen mit sowohl Schaden als auch Nutzen (je nach Prüfkriterium) ist im Höllengebirge (bei insgesamt höherem Schadensniveau) höher als im Vorarlberger Untersuchungsgebiet; entsprechend geringer ist im Höllengebirge der Anteil der Flächen, auf denen weder Schaden noch Nutzen festgestellt werden konnten.

Ob ein bestimmter Schalenwildeinfluß - gemessen an den genannten Prüfkriterien - zu Nutzen oder zu Schaden führt, hängt außer von den Soll-Werten und Toleranzgrenzen sehr wesentlich auch von der jeweiligen Prädisposition der Waldverjüngung für Nutzen und Schaden ab, die durch waldbauliche Maßnahmen entscheidend verändert werden kann (vgl. z.B. REIMOSER 1986a, REIMOSER und

GOSSOW 1996). Sowohl das Schalenwildmanagement als auch die waldbaulichen Maßnahmen sollten bewußter und gezielter darauf ausgerichtet werden, durch eine entsprechende Gestaltung der ökologischen Ausgangslage die möglichen positiven Wirkungen des Wildes stärker wirksam werden zu lassen und die negativen möglichst einzuschränken. Ebenso ist eine gezielte Forschung über diesbezügliche Zusammenhänge dringend erforderlich.

Literatur

Autonome Provinz Bozen/Südtirol. (1997):

Einfluß des Schalenwildes auf den Wald in Shdtirol. Abt. f. Forstwirtschaft, Amt f. Jagd u. Fischerei, Bozen, 1-74.

DONAUBAUER, E.; H. GOSSOW, F. REIMOSER, (1990):

„Natürliche“ Wilddichten oder forstliche Unverträglichkeitsprüfung für Wildschäden. Österr. Forstzeitung **101**(6), 6-9.

ERHART, H. (1994):

Wildschaden-Kontrollsystem Vorarlberg. Amt d. Vorarlberger Landesregierung (ed.), Bregenz.

HOWE, H.; L. WESTLEY (1993):

Anpassung und Ausbeutung. Wechselbeziehungen zwischen Pflanzen und Tieren. Spektrum Akadem. Vlg. Heidelberg, Berlin, Oxford, 1-310.

POLLANSCHÜTZ, J. (1984):

Auswirkungen von Wildverbiß auf den Wald. In: Rehwild - Biologie und Hege. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 41-49.

_____ (1995):

Bewertung von Verbiß und Fegeschäden. Mitteil. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien **169**, 1-146.

PUTMAN, R.J. (1986):

Grazing in Temperate Ecosystems. Large Herbivores and the Ecology of the New Forest. London & Sydney (Croom Helm) and Pontland, Oregon (Timber Press), 1-210.

REIMOSER, F. (1986a):

Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Diss. Univ.f.Bodenkultur Wien (VWG_-Verlag) **28**, 1-318.

_____ (1986b):

Funktionen des Rehwildes im Wald-Ökosystem. Allgem.Forstzeitschrift (19), 458-459.

_____ (1991):

Verbiß-Kontrollgatter - Eine Methode zur objektiven Erfassung des Einflusses von Schalenwild und Weidevieh auf die Waldverjüngung (System Vorarlberg). Österreichs Weidwerk (6), 19-22.

_____ (1995):

Veränderungen am System "Wald-Reh" als Ursache für Verbißschäden. In: Schriftenreihe für Ökologie, Jagd und Naturschutz, Stuttgart, Bd.3, 5-33.

_____ (1996a):

Schalenwildbewirtschaftung auf ökologischer Grundlage (Beispiel Vorarlberg). In: Forum für Wissen 1996 AWild im Wald - Landschaftsgestalter oder Waldzerstörer? Hrsg.: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, 47-58.

_____ (1996b):

Integrales Schalenwild- und Habitatmanagement am Beispiel des FUST-Projektes - Tirol. In: Das Bergwald-Protokoll; Forderungen an den Wald - Forderungen an die Gesellschaft (Europ. Akademie Bozen, Schriftlgt. SCHEIRING, H.), Blackwell Wiss.-Vlg., Berlin - Wien - Oxford; 137-174.

REIMOSER, F.; R. SUCHANT (1992):

Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildinflusses auf die Waldvegetation. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung **163**(2), 27-31.

REIMOSER, F.; H. GOSSOW (1996):

Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. Forest Ecology and Management **88**, 107-119.

REIMOSER, F.; O. ODERMATT, R. ROTH, R. SUCHANT (1997):

Die Beurteilung von Wildverbiß durch SOLL-IST-Vergleich. Allgem. Forst-u. Jagdzeitung (im Druck).

REIMOSER, F.; S. REIMOSER (1997):

Wildschaden und Wildnutzen - Objektive Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. Zeitschrift für Jagdwissenschaft **43**: 186-196.

SCHULZE, K. (1997):

Wechselwirkungen zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen. Diss. Univ. Göttingen, 1-229.

SCHWARZENBACH, F.H. (1982):

Ansätze zur Lösung des Wildschadenproblems. Schweiz. Zeitschr. f. Forstw. **133** (11), 979-984.

WOLF, G. (1988):

Dauerflächen-Beobachtungen in Naturwaldzellen der Niederrheinischen Bucht - Veränderungen in der Feldschicht. Natur und Landschaft **63** (4), 167-172.

Anschrift des Verfassers:

Univ.Prof.Dipl.Ing.Dr. Friedrich Reimoser,
Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie,
Veterinärmedizinische Universität Wien,
Savoyenstraße 1
A-1160 Wien.
E-mail: friedrich.reimoser@vu-wien.ac.at

Die Bestandesentwicklung des Wanderfalcken (*Falco peregrinus*) in Bayern von 1991 bis 2000

Stefan KRAMER

Summary:

This paper reviews the development of Peregrine numbers in Bavaria from 1991 to 2000. The description is divided according to the four main breeding areas Untermain (north-western Bavaria), Frankenjura (central Bavaria), Bayerischer Wald (eastern Bavaria), Bayerische Alpen (southern Bavaria) and the Peregrines nesting on buildings (in all parts of Bavaria). Additionally a future conservation strategy for each of the four breeding areas is recommended.

From 1991 to 2000 the recovery of Peregrine numbers has continued in all four main breeding areas. In addition the number of building-nesters has strongly increased from 4 pairs in 1991 to 23 pairs in 2000. In all four main breeding areas Peregrine numbers have or have almost reached the level from 1950 – i.e. the numbers before the pesticide-crash between 1955 and 1975. Because of this recovery and the very strong increase of falcons nesting on buildings Peregrine numbers in Bavaria in 2000 were even higher than in 1950 (1950: around 150 pairs, 2000: over 170 pairs).

However, the main concern of this paper is to point out that in spite of this great recovery the Peregrine population in Bavaria (and even more in the other federal states of Germany) nowadays is less stable than the population of 1950: Due to the pesticide-crash Peregrine numbers in Bavaria dropped to about 10% of the level of 1950 (even to only 5% in the other federal states of Germany). This means, that the Peregrine went through a genetic bottleneck where it sustained irretrievable losses of genetic information.

According to this realization the most important conservation measure for Bavaria (and of course for a wider range) in the next years should be the attachment of nest boxes to high buildings between the original breeding areas to improve the exchange of the remaining genetic information and thus maximize the adaptability of our Peregrine population.

Zusammenfassung:

Im vorliegenden Beitrag wird die Bestandesentwicklung des Wanderfalcken in Bayern von 1991 bis 2000 beschrieben. Die Darstellung erfolgt getrennt für die bayerischen Verbreitungsschwerpunkte Untermain, Frankenjura, Bayerischer Wald und Bayerische Alpen sowie für die Gebäudebrüter. Für jedes Verbreitungsgebiet werden außerdem Empfehlungen zur zukünftigen Schutzstrategie gegeben.

Im Zeitraum 1991-2000 haben die Wanderfalcken-Bestände in allen vier natürlichen Verbreitungsschwerpunkten weiter zugenommen, bei den Gebäudebrütern erfolgte sogar ein außerordentlicher Anstieg von 4 Paaren 1991 auf 23 Paare 2000. Der Wanderfalcke hat in allen vier Gebieten wieder oder nahezu wieder die Bestände von 1950 erreicht, also die Paarzahlen vor dem Bestandeszusammenbruch zwischen 1955 und 1975. Durch die hinzukommende starke Zunahme der Gebäudebrüter wurde 2000 mit einem bayerischen Gesamtbestand von über 170 Paaren sogar ein deutlich höherer Wert erreicht als die rd. 150 Paare von 1950.

Ein zentrales Anliegen dieses Beitrages ist es jedoch, darauf hinzuweisen, daß der Wanderfalcken-Bestand in Bayern (und stärker noch im übrigen Bundesgebiet) trotz dieser Erholung heute labiler ist als der von 1950: Durch den zurückliegenden Bestandeszusammenbruch auf bayernweit rd. 10% des Ausgangsbestandes von 1950 (bundesweit sogar auf lediglich rd. 5%) ist der Wanderfalcke durch einen sog. „Genetischen Flaschenhals“ gegangen, wobei viele Erbinformationen für immer verloren gegangen sind.

Daher wird für Bayern (und natürlich auch großräumiger) als zentrale Schutzmaßnahme empfohlen, die natürlichen Verbreitungsgebiete des Wanderfalcken durch Nisthilfen an hohen Bauwerken so zu vernetzen, daß die verbliebene genetische Information besser ausgetauscht und so die Anpassungsfähigkeit unserer Wanderfalcken-Population optimiert werden kann.

1. Einleitung

Der vorliegende Beitrag schließt an ein Gutachten an, das 1991 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen gefertigt und in den „Berichten der ANL“ Nr. 15 (1991) veröffentlicht wurde (KRAMER 1991a). Darin wurde unter anderem die Bestandesentwicklung des Wanderfalcken in Bayern von 1950 bis 1990 dargestellt.

Da sich die Selbsteingenommenheit des Verfassers in Grenzen hält, nimmt er nicht an, daß jeder Leser dieses Gutachten kennt. Daher sollen die wesentlichen Ergebnisse zu Verbreitung, Bestandesentwicklung bis 1990 und Ökologie des Wanderfalcken in Bayern hier nochmals kurz vorangestellt werden.

Erst dann folgt das eigentliche Hauptthema dieser Arbeit. Dabei wird die Entwicklung des Wanderfalcken-Bestandes in Bayern von 1991 bis 2000



Bild 1

Wanderfalken-Weibchen füttert ausgeflogenen Jungfalken (Foto: B. Zoller)

getrennt nach den einzelnen Verbreitungsgebieten dargestellt. Der Beitrag schließt mit einem Ausblick auf die für die Zukunft mögliche weitere Bestandesentwicklung dieses faszinierenden Greifvogels in Bayern.

2. Verbreitung des Wanderfalken in Bayern

Die in Bayern brütenden Wanderfalken gehören der Unterart *Falco peregrinus peregrinus* an. Die Altfalken sind im wesentlichen Standvögel, während die Jungfalken in ihrem ersten Winter nach West- und Südwesteuropa ziehen. Als Wintergäste trifft man darüber hinaus in Bayern auch noch Wanderfalken nord- und nordosteuropäischer *F.-p.-peregrinus*-Populationen an, bei der auch die Altvögel ziehen. Ab und zu werden schließlich noch Individuen des helleren Eurasiatischen Tundra-Wanderfalken (Unterart *Falco peregrinus calidus*) in Bayern beobachtet; auch bei diesem ziehen alle Altersgruppen. Wie die nachstehende Abbildung 1 zeigt, hat der Wanderfalke in Bayern 4 Schwerpunkte der Brutverbreitung. Außer in diesen 4 Kerngebieten brütet der Wanderfalke in Bayern noch an einigen hohen Bauwerken - inzwischen in allen 7 Regierungsbezirken.

3. Ökologie des Wanderfalken in Bayern

Von der **Horstplatzwahl** her sind die bayerischen Wanderfalken Felsbrüter, d.h. sie brüten an Naturfelsen, in Steinbrüchen und an Gebäuden, die für sie sozusagen „Ersatzfelsen“ darstellen. Meldungen über vereinzelte Baumbruten konnten bisher nicht bestätigt werden. Die starke Bindung an Felsen erklärt auch die 4 Schwerpunkte der Brutverbreitung des Wanderfalken in Bayern; außerhalb dieser 4 Gebiete gibt es kaum Felsen, die eine ausreichende Höhe (ab 20-30 m) aufweisen. Hier besiedelt der Wanderfalke in den letzten Jahren zunehmend hohe Gebäude, wie z.B. Schornsteine,

Kühltürme oder Autobahnbrücken (KRAMER 1991b, KRAMER 1994).

Wie in den anderen Verbreitungsgebieten des Wanderfalken gibt es aber auch in Bayern einen nennenswerten Anteil von **Nichtbrütern**, die natürlich deutlich gleichmäßiger verteilt sind, als die Brutvögel, da sie nicht auf Felsen angewiesen sind. Ihr Anteil dürfte größer sein als von den meisten Wanderfalken-Experten im deutschsprachigen Raum angenommen und könnte durchaus bei etwa 50% der Gesamtpopulation liegen (vgl. z.B. RATCLIFFE 1993), in manchen Gebieten vielleicht sogar noch höher (siehe NEWTON in CADE et al. 1988).

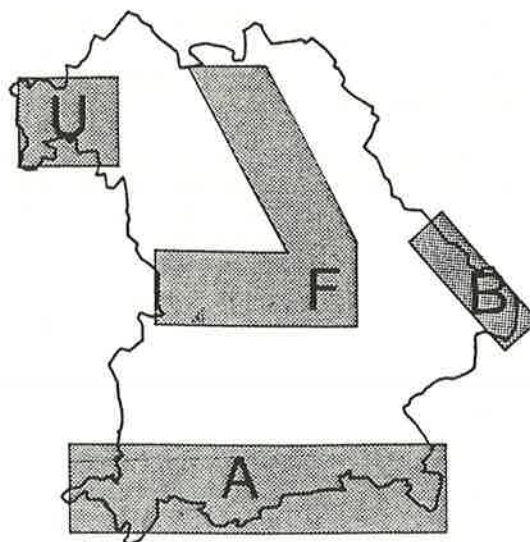


Abbildung 1

Lage der 4 Verbreitungsschwerpunkte des Wanderfalken in Bayern: U = Untermain, F = Frankenjura, B = Bayerischer Wald, A = Alpen

Die **Nahrung** des Wanderfalken besteht fast ausschließlich aus Vögeln; diese werden nahezu immer im Flug erbeutet, meist in rasanten Stoßflügen aus mehreren 100 m Höhe. Gerade diese spektakulären Jagdflüge sind es wohl, die den Wanderfalken für viele so faszinierend machen. Die Hauptbeutevögel sind in Mitteleuropa vor allem Tauben, Drosseln und Stare (UTTENDÖRFER 1952).

Über **Reproduktions- und Mortalitätsraten** des Wanderfalken in Bayern liegen unterschiedlich genaue Angaben vor:

Daten zum Bruterfolg gibt es erst seit einer gezielten Betreuung des Wanderfalken in Bayern, beginnend mit der Gründung der „Aktion Wanderfalken- und Uhuschutz“ (AWU) 1969. Aus der vorhergehenden Zeit liegen höchstens Einzeldaten vor. Ab 1982 wurden dann auch Daten vom „Landesbund für Vogelschutz“ (LBV) erhoben. Für den Bayerischen Alpenanteil existieren insgesamt zu wenige Zahlen für aussagekräftige Durchschnittswerte, da viele Horste dort - vor allem geländebedingt und/oder durch sehr lange Schneelage - schwer einsehbar sind und meist nur die Anwesenheit der Paare erhoben wird. Die folgenden Zahlen beziehen sich daher auf die außeralpinen Paare: In der Periode 1969-1979 lagen die Ausflugsraten im Bereich zwischen 0 und 1,0 Jungfalken / Revierpaar. 1980 erfolgte dann ein deutlicher Anstieg auf 1,5 Jungfalken / Revierpaar. Dieser Wert wurde in der Folgezeit kaum mehr unterschritten und lag in einzelnen Jahren sogar über 2,0 Jungfalken / Revierpaar. Diese nachhaltige Erhöhung der Ausflugsraten war die Basis für eine deutliche Erholung der Bestände seit Beginn der 80er Jahre.

Informationen zu den Mortalitätsraten gibt es für Bayern nicht, da Wanderfalken in Bayern im Gegensatz zu den meisten anderen Bundesländern nicht beringt werden. Sehr umfangreiche Daten liegen jedoch aus dem süddeutschen Nachbarbundesland Baden-Württemberg vor. SCHILLING & WEGNER (in HEPP, SCHILLING & WEGNER 1995) werteten dort 207 Ring-Wiederfunde aus den Jahren 1963-1993 aus. Die Werte dürften für den angegebenen Zeitraum und zumindest für die außeralpinen Wanderfalken-Vorkommen Bayerns in etwa übertragbar sein. Für das 1. Lebensjahr (in dem die Falken aufgrund ihrer Unerfahrenheit und der Risiken des Immaturrenzuges deutlich stärker gefährdet sind) ermittelten SCHILLING & WEGNER dabei eine durchschnittliche Mortalitätsrate von 38 %. Für die weiteren Lebensjahre bezogen sie die Totfunde pro Lebensjahr immer auf die Gesamtzahl der Wiederfunde; zur Ermittlung der Mortalitätsraten dürfen diese Totfunde pro Lebensjahr jedoch nur auf die verbleibenden Wiederfunde (Gesamtzahl der Wiederfunde - Wiederfunde der jüngeren Altersklassen) bezogen werden, d.h. lediglich auf die in der jeweiligen Altersklasse noch lebenden Vögel. Wertet man die Altersstruktur der Wiederfunde entsprechend aus, ergibt sich für das 2.-10. Lebensjahr eine durchschnittliche Mortalitätsrate von 27 %.

Wenn man die Mortalitätsrate der Jungfalken von

38 % und die Adult-Mortalitätsrate von 27 % in die Formel von MEBS (1971) einsetzt, ergibt sich eine zur Bestandserhaltung notwendige jährliche Ausflugsrate von rd. 1,2 Jungfalken/Revierpaar. Wie oben bereits erwähnt, wurde dieser Wert in Bayern erst 1980 (und seitdem jedes Jahr) überschritten. Erst als dies der Fall war, konnte ein nennenswerter Bestandaufschwung in Bayern einsetzen, da eine Zuwanderung nur vereinzelt erfolgte (vgl. Ausführungen zur Besiedlungsdynamik).

Die meisten deutschsprachigen Autoren (z.B. ROCKENBAUCH 1998) gehen davon aus, daß die **Siedlungsdichte** der felsbrütenden Wanderfalken Mitteleuropas im wesentlichen vom Vorhandensein geeigneter Brutfelsen bestimmt wird. Dies mag für felsarme Mittelgebirge zutreffen; in felsreicheren Mittelgebirgen, wie z.B. Teilen des Juras, sowie vor allem in den Alpen tritt dieser Faktor jedoch in den Hintergrund. Bei der Vielzahl geeigneter Brutfelsen müßten ansonsten ganze Schwärme des Wanderfalken diese Gebiete bevölkern - was bekanntermaßen nicht der Fall ist.

RATCLIFFE (1993) geht davon aus, daß in solchen Regionen das verfügbare Nahrungsangebot der limitierende Faktor ist: Je geringer das Nahrungsangebot ist, desto stärker wird nach seinen Beobachtungen die innerartliche Aggression; dies führt dazu, daß die verteidigten Jagdgebiete größer werden und somit weniger Felsen besiedelt werden können. Dies deckt sich mit den Beobachtungen des Verfassers in den Bayerischen Alpen: Obwohl geeignete Brutfelsen nahezu flächendeckend vorhanden sind, findet man Horstabstände unter 3 km nur in den nahrungsreicheren Bereichen des direkten Alpenrandes und der Flußtäler.

In den Alpen kommt als weiterer begrenzender Faktor noch die Höhenlage der Brutplätze hinzu. In den Bayerischen Alpen liegen die höchstgelegenen Brutplätze derzeit zwischen 1.400 und 1.500 m ü.NN. Darüber sind die Chancen für einen Bruterfolg aufgrund langer Schneelage, hoher Niederschläge und kühler Temperaturen nur sehr gering. In Lagen über 1.500 m gibt es zwar auch vereinzelt Brutversuche; diese sind jedoch nur in Ausnahmefällen erfolgreich, wie z.B. 1994 und 1995 auf 1.740 m in den Schweizer Alpen (NEUHAUS in ROCKENBAUCH 1998).

Die **Besiedlungsdynamik** des Wanderfalken schließlich ist durch folgende 3 Hauptpunkte gekennzeichnet:

- Junge Wanderfalken haben eine starke geographische Rückorientierung. Nach ihrer Rückkehr vom Immaturrenzug siedeln sie sich daher bevorzugt in der Nähe ihres Geburtsortes an. Dies hatte für die Wiederbesiedlung der Gebiete, die im Lauf des Bestandestiefs in den 60er und 70er Jahren verwaist waren, 3 wichtige Konsequenzen:

- ↳ Entscheidend war immer die „Initialzündung“, d.h. das erste sich in einem Gebiet wieder ansiedelnde Paar. Hatte dieses Bruterfolg, kehrten in der Folge immer wieder ansiedlungswillige Jungfalken in das Gebiet zurück und die

Teilpopulation wuchs je nach Horstmöglichkeiten mehr (z.B. Frankenjura) oder weniger (z.B. Bayerischer Wald) stark an.

⇒ Die starke Rückorientierung der Jungfalken führte und führt zu massiven Ansiedlungsbalancen (KLEINSTÄUBER 1987). Nach der "Initialzündung" nimmt mit jedem zusätzlichen Paar auch die Zahl der rückkehrenden immaturen Falken zu, so daß in vielen Gebieten ziemlich rasch auch suboptimale Plätze besiedelt werden (wie z.B. inzwischen am Untermain) - auch wenn weiter entfernt bessere Felsen frei wären.

⇒ Erst wenn die bestehenden Verbreitungsgebiete auf diese Weise wieder „aufgefüllt“ sind, kommt es zu einer nennenswerten räumlichen Ausdehnung. Daher ist die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Wanderfalken - auch wenn sein Name anderes nahelegt - erstaunlich gering.

• Die Rückorientierung der jungen Wanderfalken ist bei den Männchen stärker ausgeprägt als bei den Weibchen (NEWTON & MEARNES in CADE et al. 1988). Anders ausgedrückt: Immature Wanderfalken-Weibchen suchen in einem weiteren Umkreis um ihren vorjährigen Geburtsort nach neuen Horstmöglichkeiten als die Terzel. In intakten Populationen führt dies zu einer besseren Durchmischung des genetischen Materials. Für die Wiederbesiedlung von Gebieten, die nach dem Bestandeszusammenbruch ganz ohne Wanderfalken waren (wie in Bayern der Frankenjura und der Bayerische Wald), bedeutete dies, daß die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung von den langsameren Männchen bestimmt wurde.

• Wie unter 2. bereits kurz erwähnt, liegen die Überwinterungsgebiete der jungen mitteleuropäischen Wanderfalken in West- und Südwesteuropa. Da die Jungfalken trotz starker Rückorientierung beim Heimzug ab und zu an sehr guten Felsen „hängenbleiben“ können, war dies auch die bevorzugte Richtung der Wiederausbreitung. Ausgehend von den 2 wichtigsten Rückzugsgebieten des Wanderfalken in Mitteleuropa während des Bestandestiefs Mitte der 70er Jahre, der Schwäbischen Alb und den nahrungsreicheren Gebieten der Alpen, erfolgten Neuansiedlungen vor allem in westlicher und südwestlicher Richtung (Schwarzwald, Schweizer Jura, Französischer Jura), während nach Norden und Osten so gut wie keine Ausbreitung feststellbar war. Wohl auch deshalb dauerte die Wiederbesiedlung des nordöstlich der genannten Rückzugsgebiete liegenden Frankenjuras 15 Jahre (vgl. 4.2) und des noch weiter im Nordosten gelegenen Bayerischen Waldes sogar 31 (!) Jahre (vgl. 5.3).

4. Bestandesentwicklung des Wanderfalken in Bayern bis 1990

Wie im größten Teil Nordamerikas und Europas ging auch der Wanderfalken-Bestand in Bayern etwa ab 1950 zurück. Der Rückgang beschleunigte sich in den 60er und beginnenden 70er Jahren, das Bestandestief war etwa 1975 erreicht. Hauptursache dieses Bestandeseinbruchs waren Fortpflan-

zungsstörungen durch Substanzen aus der Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe, allen voran das DDT. Andere Faktoren, wie die Zerstörung von Gelegen und die Tötung von Alt- und Jungfalken durch fanatische Taubenzüchter oder die Aushorsung von Gelegen oder Jungfalken durch einige Falkner haben diesen Rückgang sicher beschleunigt.

Das letzte Felsbrüter-Paar in Deutschland nördlich der Mainlinie bestand bis 1976 in Niedersachsen (PROCHNOW in ROCKENBAUCH 1998), die Zeit regelmäßiger Baumbruten endete Anfang der 70er Jahre (KIRMSE in ROCKENBAUCH 1998), spätere Baumbruten waren lediglich ein kurzes, unregelmäßiges Aufflackern (letzte Baumbrut wohl 1985 in Brandenburg). Nennenswerte Restbestände des Wanderfalken gab es in Deutschland Mitte der 70er Jahre lediglich in Baden-Württemberg (30-35 Paare) und Bayern (10-15 Paare). Diese Restbestände konzentrierten sich in Baden-Württemberg auf die Schwäbische Alb und in Bayern auf die Alpen.

1971 wurde der Gebrauch von DDT in der Bundesrepublik eingeschränkt, das vollständige Anwendungsverbot folgte 1974. Die beginnende Erholung der Wanderfalken-Bestände in Bayern ab der zweiten Hälfte der 70er Jahre steht damit in engem zeitlichen Zusammenhang. 1990 war mit gut 100 Paaren wieder über 2/3 des Bestandes von 1950 erreicht, der bei knapp 150 Paaren gelegen hatte (KRAMER 1991a).

In den einzelnen Verbreitungsgebieten Bayerns verlief die Bestandesentwicklung von 1950 bis 1990 etwa folgendermaßen:

4.1 Untermain

Vor allem im 19. Jahrhundert wurden dort, wo der Main den Buntsandstein durchschneidet (im südlichen Bereich des sog. Main-Vierecks), zahlreiche Steinbrüche angelegt bzw. vorhandene kleinere Steinbrüche vergrößert. Durch die Beschaffenheit des Buntsandsteins entstand dabei eine Vielzahl von guten Horstnischen. (Siehe Foto 2)

1950 bestand die hier ansässige Teilpopulation aus 8 Revierpaaren. 7 Paare kamen in Buntsandsteinbrüchen vor (davon 1 Paar wenige Meter jenseits der Landesgrenze in Baden-Württemberg) und 1 Paar hielt sich an einer Burgruine auf. Zwischen 1950 und 1960 nahm der Bestand auf 3 Paare ab und schwankte dann bis 1989 zwischen 1 und 4 Paaren. Aufgrund zusehends verbesserter Ausflugsraten erfolgte 1990 ein deutlicher Anstieg auf 6 Paare (darunter auch Wiederbesiedlung des ehemaligen Horstplatzes auf der baden-württembergischen Mainseite).

4.2 Frankenjura

Der Frankenjura ist wie die Schwäbische Alb ein sehr guter Wanderfalken-Lebensraum, da durch die grobe Verwitterung der Malmkalke in den Felsen zahlreiche geeignete Horstnischen entstanden sind. (Siehe Foto 3)

Dieser Horstnischenreichtum der Felsen und die relativ große Flächenausdehnung des Frankenjuras machen diesen zum wichtigsten außeralpinen Wanderfalken-Lebensraum in Bayern. 1950 waren dort 26 Revierpaare bekannt. Diese Zahl blieb bis Mitte der 50er Jahre relativ konstant; dann kam der dramatische Einbruch und innerhalb von weniger als 20 Jahren erlosch das Wanderfalken-Vorkommen im Frankenjura (1956: 25 Paare ⇔ 1974: 0 Paare).

Im Lauf der 80er Jahre nahm dann der Besiedlungsdruck auf den Frankenjura durch 2 Faktoren deutlich zu: Zum einen erholte sich der Wanderfalken-Bestand in der angrenzenden Schwäbischen Alb durch gezielte Schutzmaßnahmen der dortigen „Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz“ (AGW). Zum anderen wilderte der „Deutsche Falkenorden“ (DFO) ab 1981 an 6 Gebäuden in Nordbayern Wanderfalken aus. Dennoch sollten insgesamt 15 Jahre zwischen dem Erlöschen des Wanderfalken-Bestandes im Frankenjura und dem Beginn der dauerhaften Wiederbesiedlung vergehen. 1988 wurde dann im südlichen, 1989 im nördlichen Frankenjura das erste Revierpaar festgestellt; in beiden Fällen befand sich das Weibchen noch im Jugendkleid. 1990 war dann schließlich die erste erfolgreiche Brut zu verzeichnen.

4.3 Bayerischer Wald

Der Bayerische Wald ist ein altes Grundgebirge mit den Ausgangsgesteinen Gneis und Granit. Entsprechend dem hohen Alter des Mittelgebirges und aufgrund des geologischen Ausgangsmaterials finden sich im Bayerischen Wald nur wenige größere Felsen, die zudem noch nischenarm sind. (Siehe Foto 4)

Aufgrund der wenigen Horstmöglichkeiten war die Teilpopulation des Bayerischen Waldes nie sehr groß - sie umfaßte 1950 bis 1954 lediglich 4 bekannte Paare. Ab Mitte der 50er Jahre begann auch hier der Rückgang und bereits 1967 wurde das letzte Mal ein Wanderfalken-Paar beobachtet. Auch 1990 war das Gebiet immer noch verwaist. 1988 fand jedoch auf der böhmischen Seite des Grenzgebirges die erste Wiederansiedlung statt und gab Anlaß zu der Hoffnung, daß der Wanderfalken auch bald wieder auf die bayerische Seite zurückkehren würde.

4.4 Bayerische Alpen

Die Bayerischen Alpen sind mit Abstand der wichtigste Wanderfalken-Lebensraum im Freistaat. Sie weisen nicht nur eine enorme Anzahl von bruttauglichen Felswänden auf sondern grenzen auch auf ganzer Länge an das nahrungsreiche Alpenvorland an. Nicht umsonst waren die Bayerischen Alpen während des Bestandestiefs in den 70er Jahren neben der Schwäbischen Alb das einzig nennenswerte Rückzugsgebiet des Wanderfalken in Deutschland.

Die Vielzahl und die Größe der Felswände (vgl. Foto 5) sowie deren häufig schwere Zugänglichkeit führen jedoch auch dazu, daß der Wanderfalken-Bestand der Bayerischen Alpen nie vollständig

erfaßt wurde. Alle bisher veröffentlichten Zahlen sind daher lediglich mehr oder weniger genaue Schätzungen. Erst seit den sehr gründlichen Erhebungen von DACH und TRITTSCHLER in Teilen des Allgäus (vgl. Abschnitt 5.5) können diese Schätzungen bis zu einem gewissen Grad überprüft werden.

Aufgrund der genannten Erhebungen kann man davon ausgehen, daß der Bestand Anfang der 50er Jahre bei rd. 100-120 Paaren lag. In welchem Umfang die Teilpopulation dann abgenommen hat, kann heute nur noch mit Hilfe wahrscheinlicher Annahmen rekonstruiert werden (vgl. Schätzkurve bei KRAMER 1991a). Der Verfasser geht davon aus, daß das Bestandestief um die Mitte der 70er Jahre mit etwa 10% des Ausgangsbestandes erreicht war. KARENITS & LUBER (in ROCKENBAUCH 1998) kommen für Österreich zu ähnlichen Ergebnissen. Die von ihnen beobachtete verzögerte Bestandeseholung kann für die Bayerischen Alpen jedoch nicht bestätigt werden: Schon Ende der 70er Jahre begann hier ein deutlicher Anstieg, 1990 lag der Bestand bereits wieder bei 80-100 Paaren.

4.5 Gebäude

Eine nennenswerte Besiedlung von menschlichen Bauwerken durch den Wanderfalken erfolgte in Bayern erst in den letzten 10 Jahren (vgl. Abschnitt 5.5). Vorher waren Gebäudebruten eher Einzelfälle (siehe vor allem MEBS 1968), die für die Populationsökologie (z.B. Bruterfolg, genetischer Austausch) keine nennenswerte Bedeutung hatten. (Siehe Foto 6)

Bestandesentwicklung in Bayern vor 1950

Aus der Zeit vor 1950 liegen für alle bayerischen Teilpopulationen nur Einzeldaten vor, ein geschlossenes Bild kann hieraus nicht abgeleitet werden. Geht man von den Zahlen der ersten Hälfte der 50er Jahre aus und verfolgt dann die sich ändernden Umweltbedingungen zurück, ist bestenfalls die Ableitung eines Trends möglich. Dennoch soll kurz auf die Bestandesentwicklung vor 1950 eingegangen werden, da dieses Thema auch in der derzeit aktuellsten deutschsprachigen Wanderfalken-Monographie von ROCKENBAUCH (1998) angesprochen wird. Er hat für die einzelnen Bundesländer Deutschlands eine Rekonstruktion von 1950 zurück bis 1900 versucht.

Nach Ansicht ROCKENBAUCHs stieg der Wanderfalken-Bestand zwischen 1900 und 1950 in Deutschland um über 140% (337 Paare ⇔ 822 Paare) und in Bayern sogar um fast 170% (55 Paare ⇔ 148 Paare). Als Hauptursachen für diese deutliche Zunahme nennt er die fast völlige Ausrottung des Wanderfalken-Hauptkonkurrenten Uhu im 19. und beginnenden 20. Jahrhundert, den sich nach und nach verbessernden gesetzlichen Schutz für Greifvögel (v.a. Reichsjagdgesetz 1934) sowie einen beginnenden Sinneswandel (aufkommender Naturschutzgedanke) in der Bevölkerung.

Nach Meinung des Verfassers überschätzt ROCKENBAUCH dabei sowohl die Schutzwirkung der Gesetze als auch die damalige Präsenz



Foto 2

Horstbiotop am Untermain;
Buntsandstein-Bruch
(Foto: S. Kramer)



Foto 3

Horstbiotop im Franken-
jura: Malmkalk-Felsen
(Foto: S. Kramer)



Foto 4

Horstbiotop im Bayeri-
schen Wald: Gneis-Felsen
(Foto: S. Kramer)



Foto 5

Horstbiotop in den Bayerischen Alpen: Wettersteinkalk-Wände
(Foto: S. Kramer)



Foto 6

Ehemaliger Gebäudebrutplatz: Burgruine am Untermain
(Foto: S. Kramer)



Foto 7

Gebäudebrutplatz seit 1999: Kraftwerk in München
(Foto: S. Kramer)

des Naturschutzgedankens (zumindest in der ländlichen Bevölkerung). Mit dem Uhu hat er jedoch vermutlich recht - nur nicht für Bayern! Warum? Ein Blick auf die 4 Teilpopulationen des Wanderfalken in Bayern macht dies schnell deutlich:

- 1950 entfielen nahezu 75% des bayerischen Wanderfalken-Bestandes (100-120 Paare) auf die Alpen. Dort ist die Horstplatz-Konkurrenz und der Feinddruck des Uhus für den Wanderfalken jedoch nur gering, da eine viel größere Zahl von Felswänden als im Flachland existiert und diese in der Regel auch wesentlich größer sind. Außerdem horstet der Uhu im Bereich der Nordalpen eher in den unteren Lagen bis ca. 1.000 m (SCHÖPF, FÜNFSTÜCK 1999 mdl.), während der Wanderfalken regelmäßig Felswände bis zu einer Seehöhe von etwa 1.500 m nutzt. Aufgrund der Unwegsamkeit des Geländes sowie der Vielzahl und Größe der Felswände war darüber hinaus der Einfluß der menschlichen Verfolgung auf die Bestände beider Arten deutlich geringer als außerhalb der Alpen. Es gibt also keinen vernünftigen Grund, warum der Wanderfalken-Bestand in den bayerischen Alpen 1900 deutlich geringer gewesen sein soll als 1950. Der Verfasser geht für 1900 von 90-110 Paaren aus.
- Weitere knapp 20% des Wanderfalken-Bestandes in Bayern (rd. 25 Paare) entfielen 1950 auf den Frankenjura. Der Frankenjura war in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts das mit Abstand wichtigste außeralpine Rückzugsgebiet des Uhus in ganz Deutschland. Eine nennenswerte Veränderung des Uhu-Bestandes zwischen 1900 und 1950 hat dort - zumindest nach den vorliegenden Daten - nicht stattgefunden (vgl. Erhebungen von GENGLER 1906, DIETZ 1932 und MEBS 1953 - alle zitiert in BEZZEL & SCHÖPF 1986). Auch hier ist für den Verfasser somit nicht erkennbar, daß sich der Einfluß des Uhus auf den Wanderfalken zwischen 1900 und 1950 im Frankenjura deutlich verändert haben soll. Daher wird für 1900 ein Mindestbestand von 20 Wanderfalken-Paaren angenommen.
- Im Bayerischen Wald horsteten 1950 4 Wanderfalken-Paare. Alle Horstplätze lagen im Inneren Bayerischen Wald. Dieser ist aufgrund seiner Höhenlage und der starken Bewaldung nicht als Uhu-Lebensraum geeignet, der Uhu horstet nur im Vorderen Bayerischen Wald. Somit kann auch bei dieser Teilpopulation der Uhu für die Bestandesentwicklung des Wanderfalken zwischen 1900 und 1950 keine nennenswerte Rolle gespielt haben.
- Am Untermain schließlich umfaßte der Wanderfalken-Bestand 1950 8 Paare - der Uhu war jedoch bereits vor 1900 verschwunden (CAVALLO 1999 mdl.). Auch für diesen Bereich ist also der Einfluß des Uhus auf den Wanderfalken-Bestand im Zeitraum zwischen 1900 und 1950 zu vernachlässigen.

Zusammenfassend ist damit festzuhalten, daß in den zwei bayerischen Wanderfalken-Teilpopulationen

der Alpen und des Bayerischen Waldes generell von einer eher geringen Bedeutung des Uhus auf den Wanderfalken ausgegangen werden kann; in den beiden anderen Teilpopulationen im Frankenjura und am Untermain hat sich der Uhu-Bestand zumindest zwischen 1900 und 1950 nicht wesentlich verändert, so daß dort für diesen Zeitraum kein nennenswerter Einfluß auf den Wanderfalken anzunehmen ist. Wie oben bereits angesprochen, hat sich darüber hinaus der menschliche Verfolgungsdruck zwischen 1900 und 1950 mit Sicherheit nicht grundlegend geändert, nur weil neue Gesetze erlassen wurden oder in Teilen des städtischen Bürgertums der Naturschutzgedanke aufkeimte.

ROCKENBAUCH hat daher den bayerischen Wanderfalken-Bestand um 1900 mit 55 Paaren sicher weit unterschätzt. Der Bestand lag nach Meinung des Verfassers zwischen 1900 und 1940 nur geringfügig tiefer als 1950. Durch nachlassende menschliche Verfolgung während des 2. Weltkriegs und in den ersten Nachkriegsjahren dürfte er dann zwischen 1940 und 1950 etwas angestiegen sein.

Die folgende Abbildung 2 (S. 114) zeigt zusammenfassend die Bestandesentwicklung des Wanderfalken in Bayern zwischen 1900 und 1990. Von 1900 bis 1950 sind sowohl die Zahlen von ROCKENBAUCH als auch die Rekonstruktion des Verfassers auf Basis der vorstehenden Überlegungen dargestellt, die Zahlen zwischen 1950 und 1990 stammen aus dem Gutachten des Verfassers für das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen aus dem Jahr 1991 (KRAMER 1991a).

5. Bestandesentwicklung des Wanderfalken in Bayern von 1991 bis 2000

Auch für die letzten 10 Jahre soll die Bestandesentwicklung wieder getrennt nach den einzelnen Verbreitungsgebieten betrachtet werden:

5.1 Untermain

Nach dem deutlichen Anstieg von 3 Paaren 1989 auf 6 Paare 1990 hat sich der Aufwärtstrend auch in den letzten 10 Jahren weiter fortgesetzt - wenn auch etwas verlangsamt (vgl. Abb. 3).

1992 wurde der zweite Steinbruch auf der baden-württembergischen Mainseite wiederbesiedelt. Damit waren - sowohl von der Zahl als auch von den Orten her - genau die Buntsandstein-Brüche im Main-Viereck wieder besetzt, die dort auch in der "Vor-DDT-Zeit" (Stand 1950) vom Wanderfalken befliegen waren: 5 Brüche auf der bayerischen und 2 auf der baden-württembergischen Mainseite. Beide Steinbrüche in Baden-Württemberg liegen nur wenige Meter jenseits der Landesgrenze und wurden daher der Teilpopulation Untermain zugerechnet.

Ab 1993 erfolgten dann in diesem Raum 4 echte Neuansiedlungen - zumindest bezogen auf den (bekanntesten) Stand von 1950: 1994 an einem Buntsandstein-Bruch, 1997 an einem Buntsandstein-

Naturfelsen, 1999 an einem weiteren Buntsandstein-Bruch und 2000 schließlich an einer Muschelkalk-Wand. Diese letzte Ansiedlung liegt bereits im Westteil des sog. Main-Dreiecks flußaufwärts.

Darüberhinaus siedelten sich auf der Flußstrecke zwischen Würzburg und Aschaffenburg (Westteil Main-Dreieck + Main-Viereck) zwischen 1991 und 1995 insgesamt 5 Wanderfalken-Paare an Gebäuden an. Diese Gebäudebrüter am Untermain stehen damit in einem engen räumlichen Zusammenhang mit den dortigen Fels- und Steinbruchbrütern und dürften großteils deren Nachkommen sein. Genau ist dies nicht mehr feststellbar, da in Bayern – im Gegensatz zum benachbarten Baden-Württemberg – leider nicht beringt wird. Ein Antrag des Verfassers zur Beringung der Jungfalken am Untermain bei der Regierung von Unterfranken im Jahre 1992 wurde bedauerlicherweise abgelehnt.

Rechnet man all diese Ansiedlungen zusammen, so ergibt sich für den Mainabschnitt zwischen Würzburg und Aschaffenburg (170 Flußkilometer) im Jahr 2000 ein Bestand von 16 Wanderfalken-Paaren – eine Zahl, die vorher in diesem Gebiet mit Sicherheit noch nie erreicht wurde.

Auf der anderen Seite gab aber auch dämpfende Einflüsse auf die Bestandesentwicklung:

- Da ist zum einen die Rückkehr des Uhus zu nennen. Nach Auskunft von CAVALLO (1999 mdl.) brütet seit 1995 wieder 1 und seit 1998 ein 2. Uhu-Paar in den Buntsandstein-Brüchen im Main-Viereck. Interessant ist, daß im größeren der beiden Steinbrüche trotz Anwesenheit der Uhus erfolgreiche Wanderfalken-Bruten möglich waren, im kleineren Steinbruch dagegen nicht: Im Jahr 2000 beispielsweise betrug die Entfernung zwischen Uhu- und Wanderfalken-Horst im großen Steinbruch rd. 700 m und es flogen 3 junge Wanderfalken aus; im kleineren Steinbruch lagen nur rd. 200 m zwischen den Horsten von Uhu und Wanderfalke – die Wanderfalken-Brut blieb erfolglos (CAVALLO 2000 mdl.).
- Der zweite dämpfende Einfluß ist leider weniger erfreulich als die Rückkehr des Uhus: Es handelt sich um Vergiftungsaktionen durch Taubenzüchter: 1998 wurde in einem Steinbruch der Terzel des Revierpaares tot aufgefunden und die 3 Jungfalken verschwanden in der Bettelflugperiode. Im selben Steinbruch wurden 1999 an Schnüren hängende vergiftete Tauben entdeckt, die zum Tod des neuen Terzels und der 2 Jungfalken führten. Auch 2000 waren in diesem Steinbruch wieder vergiftete Tauben ausgelegt (CAVALLO 2000 mdl.). Darüber hinaus wurden im Jahr 2000 an 2 weiteren Brutplätzen am Untermain die Gelege zerstört (CAVALLO 2000 mdl.). Ob auch hierfür Taubenzüchter verantwortlich waren, kann im Nachhinein nicht mit Sicherheit beurteilt werden.

Trotz der geschilderten begrenzenden Faktoren war das abgelaufene Jahrzehnt für den Wanderfalken am Untermain insgesamt sehr positiv: Der Anstieg von 6 Paaren im Jahr 1990 auf 16 Paare im Jahr

2000 bedeutet eine Steigerung um über 160 %. Nimmt man als Bezugsjahr für die „Vor-DDT-Zeit“ 1950, so brüten heute mit 16 Paaren (11 an Felsen/Steinbrüchen, 5 an Gebäuden) genau doppelt so viele Paare am Untermain wie damals (7 an Steinbrüchen, 1 an Gebäude).

Die **weitere Entwicklung** der Teilpopulation am Untermain hängt von mehreren Faktoren ab:

- Für die Paare an Felsen bzw. Steinbrüchen wird entscheidend sein, wie sich der Uhu-Bestand in der Region weiter entwickelt und ob die Übergriffe von Taubenzüchtern eingedämmt werden können. Weitere Felsen oder Steinbrüche, die vom Wanderfalken besiedelt werden können, sind am Untermain nur noch in sehr begrenztem Umfang vorhanden. Daher ist bei diesem Teil des Bestandes höchstens noch ein leichter Anstieg zu erwarten.
- Anders sieht die Situation bei den Gebäudebrütern am Untermain aus: Hier spielen Prädation durch den Uhu sowie menschliche Übergriffe kaum eine Rolle. Darüber hinaus gibt es (z. B. im Raum Würzburg) eine Vielzahl von höheren Bauwerken, die bei der Anbringung von Nisthilfen vom Wanderfalken besiedelt werden könnten. Von daher erscheint bei diesem Teil des Bestandes noch ein stärkeres Wachstum möglich. Auf die Chancen und Probleme von Wanderfalken-Gebäudebruten wird im Abschnitt 5.5 *Gebäude* noch eingegangen (vgl. auch KRAMER 1994).

Bei den **zukünftigen Schutzmaßnahmen** sollte der Schwerpunkt auf jeden Fall darin liegen, weitere Übergriffe durch Taubenzüchter möglichst zu verhindern: Eine durchgehende Bewachung aller Felsen bzw. Steinbrüche wird allein aus personellen Gründen nicht möglich sein. Daher empfiehlt sich meiner Ansicht nach am ehesten folgende Kombination:

- Aufbau eines Netzes von ortsansässigen Horstbetreuern (möglichst 2 Personen/Horst) +
- Stichprobenartige Kontrollen während der Brutzeit (mit Schwerpunkt an den Plätzen, an denen in den letzten Jahren bereits menschliche Nachstellungen aufgetreten sind).

Nach Ansicht des Verfassers spricht darüber hinaus nichts dagegen, noch an einigen höheren Gebäuden in der Region Wanderfalken-Nisthilfen anzubringen.

5.2 Frankenjura

Nach der Wiederbesiedlung des Frankenjura durch den Wanderfalken im Jahr 1988 und der ersten erfolgreichen Wanderfalken-Brut im Jahr 1990 ist der Bestand im vergangenen Jahrzehnt stark angestiegen, wobei sich das Wachstum in den letzten beiden Jahren jedoch deutlich verlangsamt hat (vgl. Abb. 4).

Die Abschwächung des Wachstums in den letzten Jahren läßt auf eine gewisse Sättigung des Bestandes im Verbreitungsgebiet Frankenjura schließen

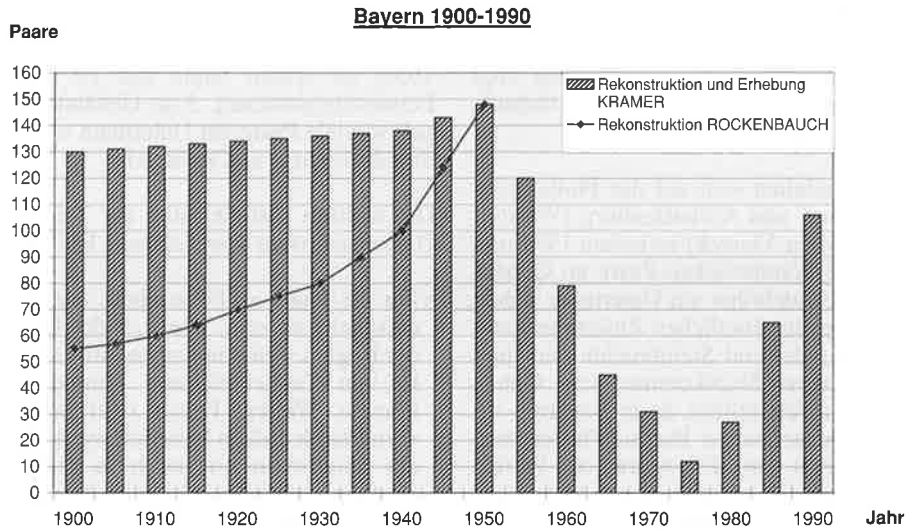


Abbildung 2
Bestandesentwicklung des Wanderfalken in Bayern zwischen 1900 und 1990

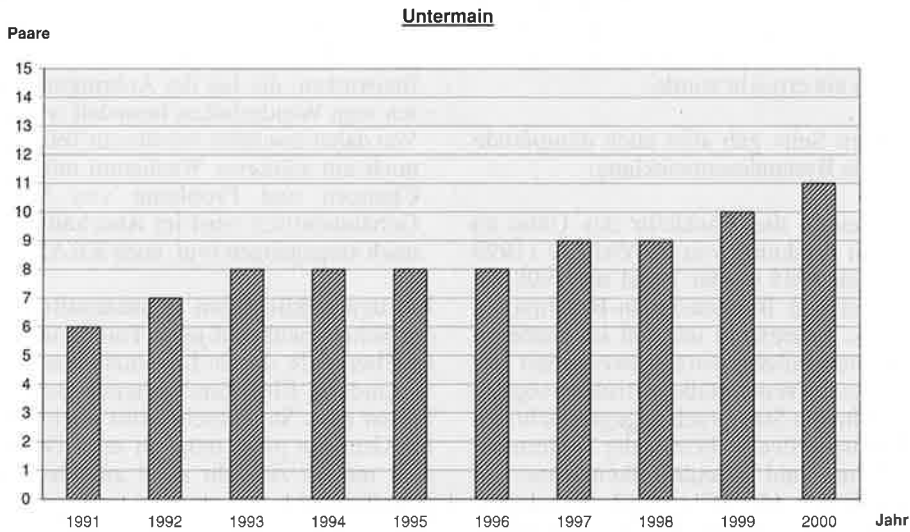


Abbildung 3
Bestandesentwicklung des Wanderfalken am Untermain zwischen 1991 und 2000

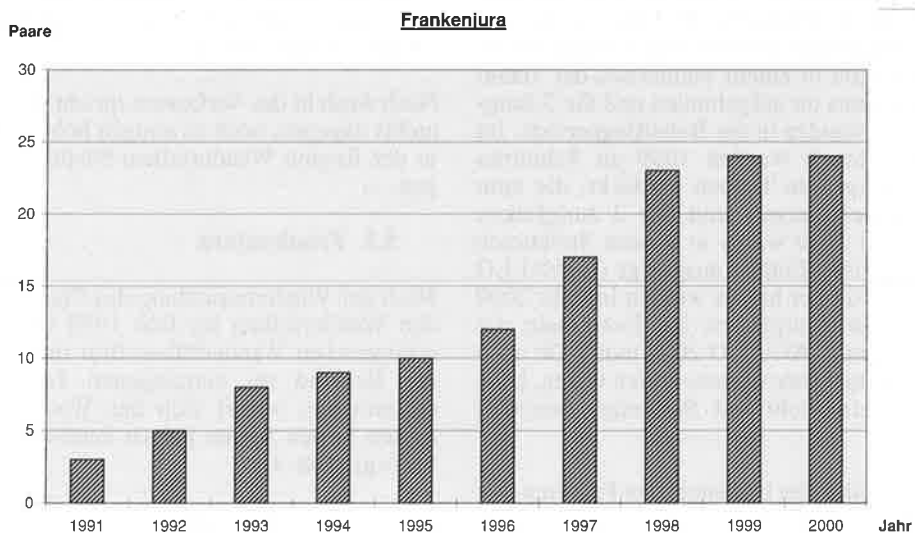


Abbildung 4
Bestandesentwicklung des Wanderfalken im Frankenjura zwischen 1991 und 2000

und tatsächlich sind heute – zumindest im Südlichen Frankenjura - die meisten Wanderfalken-Plätze der „Vor-DDT-Zeit“ wieder besiedelt. Mit 24 Paaren im Jahr 2000 sind heute bereits wieder über 90% des aus dem Jahr 1950 bekannten Bestandes von 26 Paaren erreicht.

Anmerkung des Verfassers:

Aufgrund der Vielzahl von Felsen im Frankenjura und angesichts der damals geringen Zahl von Beobachtern dürfte der tatsächliche Bestand 1950 allerdings etwas höher gewesen sein.

Viele Experten hatten einen derart schnellen Anstieg der Wanderfalken-Bestände im Frankenjura nicht erwartet, da die Wiederausbreitung hier in eine intakte Utopopulation hinein stattfand. Im Nachhinein hat sich jedoch gezeigt, daß dies bei genügend hohem Populationsdruck der Falken anscheinend dennoch möglich ist. Dieser Druck entstand vor allem durch Jungfalken aus der benachbarten „Wanderfalken-Hochburg“ Schwäbische Alb und aus den Wanderfalken-Auswilderungen des DFO in Nordbayern. Wichtig war außerdem die konsequente Bewachung durch den LBV – vor allem der Initialpaare (vgl. Abschnitt 3) – gegen Taubenzüchter, Aushorster und Störungen durch Kletterer.

Das Wiederanwachsen der Wanderfalken-Bestände im Frankenjura hatte sich anscheinend auch bei einigen Greifvogelhändlern schnell herumgesprochen: So kam es 1995 zur 1. Aushorstung, 1996 waren 2 Aushorstungen und 1 Aushorstungsversuch festzustellen, 1997 wieder 1 Aushorstung. Der LBV geht aufgrund beobachteter Autonummern und aufgrund von Hinweisen aus der Bevölkerung davon aus, daß diese Delikte auf das Konto osteuropäischer Greifvogelhändler gehen (LANZ 1999 mdl.). In Zollfahndungskreisen ist bekannt, daß sich unsere Nachbarländer Polen und Tschechien sowie die Slowakei in den letzten Jahren zunehmend zur Drehscheibe im internationalen Greifvogelhandel entwickelt haben. Hauptursachen dürften dort die eher lockere Gesetzgebung bzw. Anwendung der Gesetze und nicht zuletzt auch die für viele Einwohner schlechte wirtschaftliche Lage sein.

Wichtig war die Bewachung der Wanderfalken-Bruten im Frankenjura neben der Verhinderung von Aushorstungen vor allem aber auch wegen des enorm starken Kletterdrucks, dem fast alle größeren Felsen hier ausgesetzt sind. Das bloße Anbringen von Hinweis- oder Sperrschildern am Fuß der Felsen bringt hier wenig, da es - wie in allen „Branchen“ – auch bei den Kletterern nicht nur Einsichtige gibt. Bessere Erfahrungen hat der LBV hier mit freiwilligen Vereinbarungen mit den Organisationen der Kletterer (Deutscher Alpenverein, IG Klettern) gemacht (RAAB 1997 mdl.). So wurden mit diesen Verbänden in den letzten Jahren großräumige Kletterkonzepte für das Pegnitztal sowie für das Untere Altmühltal und den Donaudurchbruch erarbeitet (LANZ 1999 mdl.). Grundlage dieser Konzepte sind Zonierungsregelungen sowie räumlich und zeitlich begrenzte Teilsperrungen von Felsen. Da jedoch nicht alle Kletterer in Verbänden organisiert sind, gewährt an

den klettersportlich attraktivsten Felsen einen wirklich effektiven Schutz letztlich nur die Bewachung. Wie oben bereits angesprochen, hat sich das Wachstum des Wanderfalken-Bestandes im Frankenjura in den letzten beiden Jahren deutlich verlangsamt. Darüber hinaus ist auch die Ausflugsrate merklich abgesunken: So wurde 2000 trotz relativ günstiger Witterung nur noch eine Quote von 1,04 Jungfalken / Revierpaar erreicht – der „Normalwert“ von etwa 1,5 Jungfalken / Revierpaar also deutlich unterschritten. Zumindest im Südlichen Frankenjura könnte eine zunehmende Sättigung des Bestandes für dieses Absinken verantwortlich sein. Durch die höhere Dichte kommt es – insbesondere während der Balz- und der Brutzeit – vermehrt zu Revierkämpfen, was den Reproduktionserfolg dämpft.

Im Nördlichen Frankenjura sind noch mehr ehemalige Wanderfalken-Brutplätze frei, so daß die gesunkene Ausflugsrate hier noch andere Ursachen haben müßte. Evtl. ist der Einfluß von Kletterern hier etwas stärker. Für endgültige Aussagen ist es jedoch noch zu früh. Hierzu sollten wir zunächst die Brutergebnisse der kommenden Jahre abwarten.

Wenn es - wie in den letzten 3 Jahren - gelingt, Aushorstungen zu verhindern und die Störungen durch Kletterer über Kooperation und in Einzelfällen auch mittels Bewachung zu minimieren, dürfte die **zukünftige Bestandesentwicklung** im Frankenjura weiter leicht nach oben zeigen. Spätestens dann, wenn auch der Nördliche Frankenjura wieder „voll besetzt“ ist, wird dieser Prozeß jedoch beendet sein. Im Gegensatz zum Bereich Untermain finden sich im Frankenjura nämlich kaum höhere Bauwerke, die der Wanderfalke als Gebäudebrüter nutzen könnte.

Angesichts der im letzten Jahrzehnt stark gestiegenen Brutpaarzahlen im Frankenjura wird man die **Schutzstrategie** ändern müssen:

Die Bewachungen sind sowohl personell als auch finanziell sehr aufwendig. Da somit längst nicht mehr alle Brutplätze bewacht werden können, sollte - ähnlich wie bereits für den Untermain empfohlen - auch im Frankenjura ein Netz von ortsansässigen Horstbetreuern aufgebaut werden. Die Bewachung könnte dann auf die „strategisch“ wichtigsten Plätze konzentriert werden. Welche sind das ? Die Auswahl sollte nach

- Produktivität,
- Räumlicher Lage und
- Gefährdung

erfolgen. D.h.: Felsen, an denen jedes Jahr 3 oder 4 Jungfalken ausfliegen, lohnen die aufwendige Bewachung viel eher als solche mit geringem und/oder unregelmäßigem Bruterfolg. Paare im Randbereich des derzeitigen Vorkommens oder gar Initialpaare in anderen ehemaligen Verbreitungsgebieten (z. B. Bayerischer Wald – vgl. Punkt 5.3) sind aufgrund der starken Rückorientierung der Jungfalken (vgl. Abschnitt 3) für die Wiederausbreitung des Wanderfalken wichtiger als die

Brutpaare im Kerngebiet. Erfüllt ein Horst eine oder gar beide der eben genannten Voraussetzungen und ist er zudem noch stark gefährdet (z. B. sehr attraktiver Kletterfelsen), sollte er auf jeden Fall bewacht werden.

5.3 Bayerischer Wald

Von allen außeralpinen Wanderfalken-Vorkommen dauerte die Wiederbesiedlung des Bayerischen Waldes nach dem „pesticide-crash“ mit Abstand am längsten: Der Untermain war durchgehend befliegen, die Rückkehr des Wanderfalken in den Frankenjura begann Ende der 1980er Jahre und die ersten Gebäudebruten fanden 1991 statt. Im Bayerischen Wald hingegen war in den 30 Jahren zwischen 1968 und 1997 keine einzige Wanderfalken-Brut zu verzeichnen. Erst 1998 siedelten sich 2 Paare an und 2000 schnellte die Zahl der Paare dann auf 5 hoch (vgl. Abb. 5, S. 118) – also sogar noch 1 Paar mehr, als aus den Jahren der „Vor-DDT-Zeit“ bekannt.

Anmerkung des Verfassers:

Ähnlich wie im Frankenjura könnte die tatsächliche Zahl der Paare 1950 auch im Bayerischen Wald etwas höher gewesen sein. Die Zahl der Felsen ist im Bayerischen Wald zwar deutlich geringer; dafür sind sie aber meist schlechter zugänglich als im Frankenjura.

Dennoch wäre es meiner Ansicht nach verfrüht, bereits jetzt von einem „Durchbruch“ für den Wanderfalken im Bayerischen Wald zu sprechen. Dies ist erst dann angebracht, wenn es gelingt, den derzeitigen Bestand zu sichern. Gerade im Bayerischen Wald waren Taubenzüchter nicht nur am Verschwinden des Wanderfalken sondern auch an der starken Verzögerung der Wiederbesiedlung maßgeblich beteiligt (LANZ 1999 mdl.).

Ein Indiz hierfür ist, daß sich im Böhmerwald in der damaligen Sperrzone an der tschechischen Grenze bereits 1988 das 1. Wanderfalken-Paar ansiedelte – also 9 (!) Jahre früher als im direkt benachbarten Bayerischen Wald.

Ähnlich ist es bei den Bruterfolgen: 2000 brachten die 5 Paare im Bayerischen Wald keinen einzigen Jungfalken zum Ausfliegen, während im Böhmerwald bei 2 Paaren (2. Paar seit 1998 / SCHRÖPFER 1999 mdl.) unter vergleichbaren Gelände- und Wetterbedingungen 6 Junge flügge wurden (LANZ 2000 briefl.).

Bei 2 der 5 Paare im Bayerischen Wald war das Weibchen zwar noch im Jugendkleid; da aber Störungen durch Kletterer hier – anders als im Frankenjura – nur eine untergeordnete Rolle spielen (lediglich an 1 der 5 Plätze) und zudem alle 5 Felsen außerhalb von Uhu-Vorkommen liegen, sollte der völlig ausbleibende Bruterfolg im Jahr 2000 auf jeden Fall als Alarmsignal gesehen werden.

Die **weitere Bestandesentwicklung** im Bayerischen Wald wird daher – stärker noch als in den anderen Verbreitungsgebieten – entscheidend von den **künftigen Schutzmaßnahmen** abhängen:

Wenn die bestehenden Ansiedlungen gesichert werden sollen, ist nach Ansicht des Verfassers in den nächsten Jahren eine Bewachung aller 5 Brutplätze unabdingbar. Erst wenn über einige Jahre hinweg eine nennenswerte Anzahl von Jungfalken (etwa 5-10/Jahr) ausgeflogen ist, kann wirklich von einem „Durchbruch“ für den Wanderfalken im Bayerischen Wald gesprochen werden. Erst dann nämlich kehren jedes Jahr so viele ansiedlungswillige jüngere Wanderfalken zurück, daß der örtliche Bestand Ausfälle verkraften kann. Dann wird die Zahl der Paare einigermaßen konstant bleiben oder sogar noch leicht ansteigen. Ein stärkerer Anstieg erscheint nicht möglich, da die Zahl der geeigneten Naturfelsen im Bayerischen Wald sehr begrenzt ist und höhere Gebäude kaum zur Verfügung stehen.

Die vorgeschlagene Bewachung sollte auch dann realisiert werden, wenn hierzu „Bewachungspotential“ aus dem Frankenjura abgezogen werden muß. Auch wenn jeder Verlust von Jungfalken bedauerlich ist: Der dort vorhandene gefestigte Bestand kann solche Verluste weit besser verkraften als die sich erst etablierende Teilpopulation im Bayerischen Wald.

Sehr wichtig wäre außerdem noch eine weitere Maßnahme: Anders als am Untermain, im Frankenjura und in den Alpen sind die Horstnischen in den Urgesteinsfelsen des Bayerischen Waldes im Regelfall von schlechter Qualität, da Gneis und Granit nicht so kantig und so tief verwittern wie Buntsandstein oder Kalke. Daher sollten die Horstnischen nach Möglichkeit verbessert werden. Im Regelfall reicht eine leichte Vertiefung und evtl. das Bohren eines Drainagelochs vollständig aus. Mit derartigen Maßnahmen haben die „Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz“ (AGW) im Schwarzwald sowie der „Arbeitskreis Wanderfalkenschutz“ (AWS) im Harz und im Thüringer Wald sehr gute Erfolge erzielt.

5.4 Gebäude

Die Entwicklung der Wanderfalken-Gebäudebruten während der letzten 10 Jahre in Bayern muß schlichtweg als "phänomenal" bezeichnet werden. 1990 gab es noch kein einziges Gebäude-Brutpaar im Freistaat – von 1991 bis 2000 stieg die Zahl dieser Paare dann von 4 auf 23 an (vgl. Abb. 6). Dies entspricht einem jährlichen Anstieg von durchschnittlich 19% !

Aber nicht nur der Anstieg der Paarzahlen ist beeindruckend; auch der Bruterfolg der Gebäudepaare ist überdurchschnittlich hoch. So stammten von den 85 Jungfalken, die in Bayern 2000 außerhalb der Alpen ausflogen, 45 von Gebäudebrütern. 38% der Revierpaare (23 von 61) brachten so über die Hälfte der Jungfalken (53%) zum Ausfliegen. Damit haben sich die Paare an menschlichen Bauwerken in den letzten Jahren mehr und mehr zum Rückgrat der außeralpinen Wanderfalken-Population entwickelt. Nachstehende Tabelle zeigt den Bruterfolg der bayerischen Gebäudebrüter in den letzten 10 Jahren:

Interessant sind hier vor allem die Werte „Ausgeflogene Jungfalken / Revierpaar“ und „Ausgeflogene

Tabelle 1

Bruterfolg der Wanderfalken-Paare an Gebäuden in Bayern zwischen 1991 und 2000

Jahr	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	Summe
Ausgeflogene Jungfalken (AJ)	7	7	11	8	17	22	25	37	38	45	217
Revierpaare	4	4	6	7	8	13	13	15	17	23	110
AJ / Revierpaar	1,75	1,75	1,83	1,14	2,13	1,69	1,92	2,47	2,24	1,96	1,97
Erfolgreiche Paare	3	3	4	4	6	9	9	13	15	18	84
AJ / Erfolgreiches Paar	2,33	2,33	2,75	2,00	2,83	2,44	2,78	2,85	2,53	2,50	2,58

ne Jungfalken / Erfolgreiches Paar“. Für die übrigen außer-alpinen Wanderfalken-Vorkommen - also Untermain, Frankenjura und Bayerischer Wald - lagen die Werte im Vergleichszeitraum 1991-2000 niedriger, nämlich bei 1,35 ausgeflogenen Jungfalken pro Revierpaar und bei 2,45 ausgeflogenen Jungfalken pro erfolgreiches Paar.

Die genauen Jungenzahlen nach einzelnen Horstplätzen und Jahren liegen dem Verfasser zwar vor; da diese Daten aber in erster Linie vom „Landesbund für Vogelschutz“ erhoben wurden, soll eine eventuelle Veröffentlichung auch dem LBV vorbehalten bleiben.

Für unsere Betrachtungen reichen die Durchschnittswerte der abgelaufenen Dekade auch vollständig aus: Der wesentlich aussagekräftigere Wert ist hierbei die Zahl der ausgeflogenen Jungfalken pro Revierpaar, da diese Kennzahl auch die Erfolgsquote miteinbezieht: So sagt etwa bei einer gedachten Teilpopulation von 10 Paaren ein Wert von z.B. 2,0 ausgeflogenen Jungfalken pro erfolgreiches Paar nichts darüber aus, ob in dem betrachteten Jahr im betreffenden Verbreitungsgebiet 2 oder 20 junge Wanderfalken ausgeflogen sind - ob also nur 1 Paar oder alle 10 erfolgreich waren. Für die Entwicklung des Bestandes spielt aber gerade dieser Gesamterfolg, also die Zahl der insgesamt in einer Population ausgeflogenen Jungfalken, die entscheidende Rolle.

Betrachtet man nun die konkreten Zahlen, zeigt sich, daß

- der weniger aussagekräftige Wert „Ausgeflogene Jungfalken / Erfolgreiches Paar“ bei den Gebäudebrütern mit 2,58 nur leicht höher war als bei den übrigen außer-alpinen Paaren mit 2,45,
- die wesentlich wichtigere Kennzahl „Ausgeflogene Jungfalken / Revierpaar“ mit 1,97 bei den Wanderfalken-Paaren an Gebäuden deutlich höher war als bei den Fels- und Steinbruchbrütern außerhalb der Alpen, wo der Wert lediglich bei 1,35 lag und damit auf einem Niveau, das wahrscheinlich fast nur der Bestandserhaltung dient und sicher keine stärkeren Zuwächse ermöglicht (vgl. Abschnitt 3).

Zu dem deutlich höheren Wert bei den Gebäudebrütern ist jedoch anzumerken, daß die Jungfalken-Verluste in der Bettelflugphase nach dem Ausfliegen an Gebäuden häufig höher sind als an Naturfelsen. Dies liegt in erster Linie daran, daß an vielen Bauwerken unterhalb des Horstplatzes (in

aller Regel Nisthilfe) kaum Anflugmöglichkeiten für die Jungfalken bestehen. So z.B. an Kühltürmen, Schornsteinen, Hochhäusern und Brücken, die zusammen immerhin ca. 2/3 der vom Wanderfalken in der Bundesrepublik befliegenen Gebäude ausmachen (vgl. KRAMER 1994). Die jungen Wanderfalken landen dann häufig auf dem Boden, wo sie von ihren Eltern meist nicht mehr versorgt werden.

Hinzu kommen weitere Verlustursachen: Zum einen gebäudespezifische Ausfälle, wie z.B. Junge, die in Kühltürmen ertrinken oder in Industrieschornsteine geraten. Zum anderen Verluste, die eher dem allgemein höheren Risiko in urbanen Bereichen zuzuordnen sind und sich natürlich nicht nur auf die Jungfalken beschränken. Hier wäre in erster Linie der Anflug an Drähte oder verglaste Flächen zu nennen.

Und dennoch - Gebäudebrutplätze bieten auch eine Vielzahl von Vorteilen:

- Die Nisthilfen können so konstruiert werden, daß die an Naturbrutplätzen häufig auftretenden Jungfalken-Verluste durch ungünstige Witterungsverhältnisse nahezu ausbleiben
- Für Raubsäuger wie Fuchs, Waschbär oder Marder sind die Horstplätze kaum zugänglich
- Auch der Feinddruck durch den Uhu ist - zumindest bei Bauwerken in urbanen Bereich - stark reduziert
- Es treten keine Störungen durch Spaziergänger oder gar Kletterer auf
- Fast alle Gebäudebrutplätze des Wanderfalken sind für die Allgemeinheit nicht zugänglich, so daß auch das Risiko von Aushorstungen oder von Übergriffen durch Taubenzüchtern minimal ist (vgl. Foto 7, S. 111).

All diese Faktoren haben dazu geführt, daß die Zahl der gebäudebrütenden Wanderfalken in den letzten Jahren sprunghaft angestiegen ist. Dieser Anstieg zeigt auch, daß die eben genannten Vorteile für den Bruterfolg die oben angeführten Risikofaktoren nach dem Ausfliegen in der Regel bei weitem aufwiegen.

Eine wesentliche Voraussetzung dafür, daß ein derart starker Anstieg überhaupt möglich wurde, war die Anbringung von Nisthilfen: Fast alle

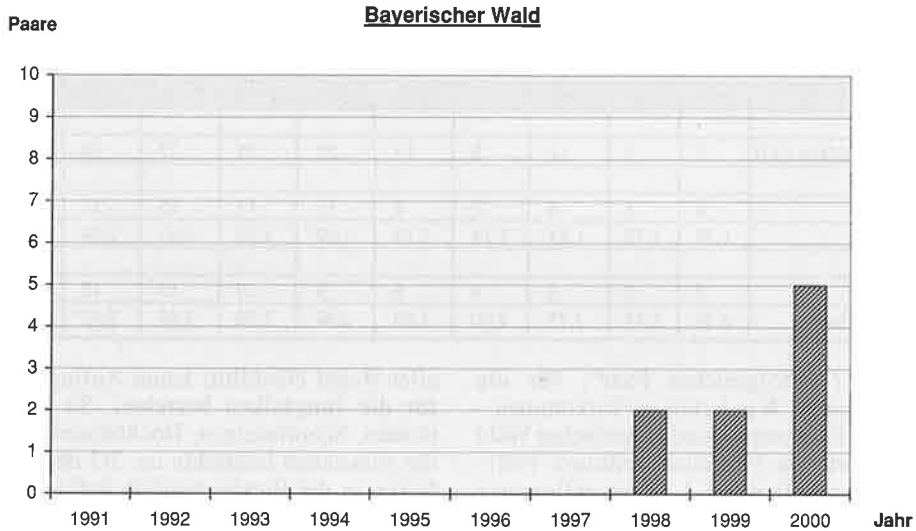


Abbildung 5
Bestandesentwicklung des Wanderfalken im Bayerischen Wald zwischen 1991 und 2000

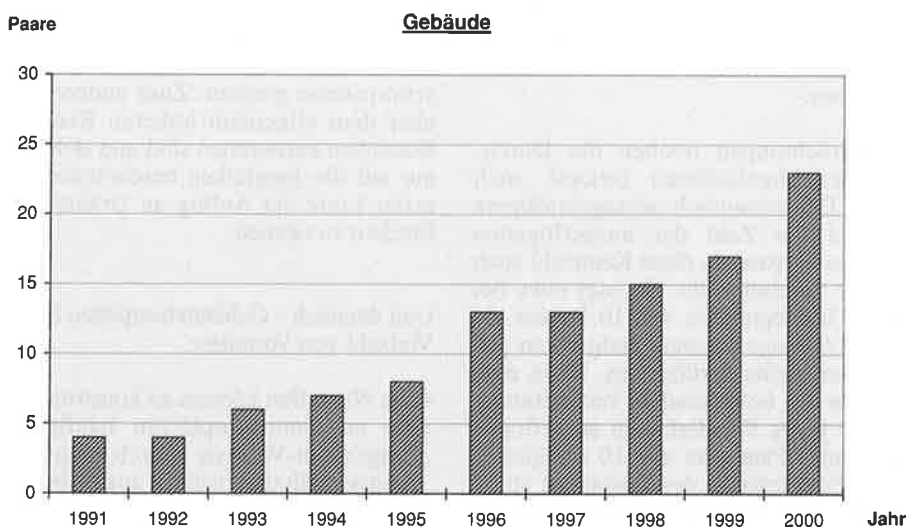


Abbildung 6
Bestandesentwicklung des Wanderfalken an Gebäuden in Bayern zwischen 1991 und 2000

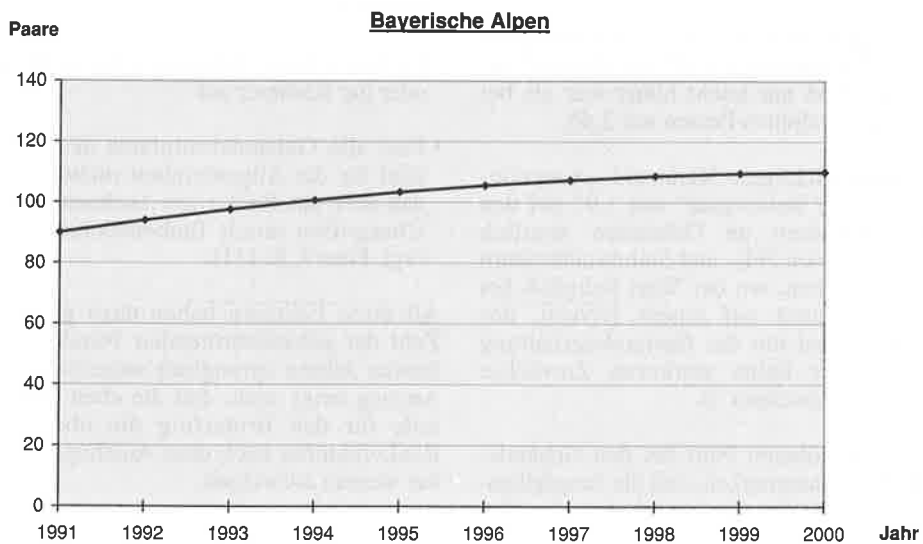


Abbildung 7
Bestandesentwicklung des Wanderfalken in den Bayerischen Alpen zwischen 1991 und 2000

Bruten an menschlichen Bauwerken finden in eigens zu diesem Zweck angebrachten Wanderfalken-Kunsthörsten statt. Warum wurden diese angebracht ?

Hier sind 2 Hauptgründe zu nennen:

1. Trittsteine für die Wiederbesiedlung ehemaliger Verbreitungsgebiete

Wie in Abschnitt 3 bereits erwähnt, ist die natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit des Wanderfalken aufgrund der starken geographischen Rückorientierung der Jungvögel vergleichsweise gering. Die meist isolierte Lage der einzelnen Teilpopulationen in Gebieten mit ausreichend hohen Felsen (Steinbrüchen) tut hierzu ein übriges. In dieser Situation spielen Horstplätze an Gebäuden in den felsfreien Gebieten zwischen den Mittelgebirgen und Gebirgen eine wichtige Rolle als Trittsteine.

2. Besserer Austausch genetischer Information

Wie eben beschrieben, ist das Vorkommen des Wanderfalken außerhalb des Baumbrüterareals immer an das Vorhandensein geeigneter Felsgebiete gebunden und damit von Natur aus eher inselartig. Bruten an menschlichen Bauwerken ermöglichen dem Wanderfalken eine mehr Fläche abdeckende Besiedlung. Dies ist für den wichtigen Austausch genetischer Information günstiger als das natürliche Verbreitungsmuster mit deutlicher abgegrenzten Einzelvorkommen. Warum dies gerade heute so wichtig ist, wird in Abschnitt 6 noch näher erläutert.

Die **zukünftige Entwicklung** der gebäudebrütenden Wanderfalken in Bayern wird in erster Linie von der Anbringung weiterer Nisthilfen an menschlichen Bauwerken abhängen. Nach den ersten Bruten von Wanderfalken an Hochspannungsmasten in Baden-Württemberg, Hessen und Schleswig-Holstein ist hier fast alles denkbar. Die Frage ist jedoch: Was ist sinnvoll ?

Sinnvoll wäre sicher nicht, ganz Bayern mit Wanderfalken-Nisthilfen „zuzupflastern“. Entscheidend ist nach Ansicht des Verfassers in erster Linie, die 4 natürlichen Verbreitungsgebiete des Wanderfalken in Bayern über Nisthilfen an Bauwerken noch besser zu verbinden (vgl. Abschnitt 6). Horstkästen, an denen regelmäßig hohe Jungfalkenverluste nach dem Ausfliegen auftreten, sind jedoch entweder nachhaltig zu verbessern oder abzubauen !

5.5 Bayerische Alpen

Der Schwerpunkt der Wanderfalken-Verbreitung in Bayern liegt eindeutig im Alpenanteil des Freistaates. Gerade weil dies so ist, ist eine hinreichend genaue Abschätzung der Bestandeszahlen in den Alpen entscheidend für fundierte Aussagen zum Status des Wanderfalken in Bayern. Bis vor etwa 10 Jahren war dies nicht möglich: Der Wanderfalken wurde zwar in den Alpen seit den 1950er und verstärkt ab den 1970er Jahren regelmäßig beobachtet. Dabei wurden jedoch in der Regel nur

solche Plätze aufgesucht, die entweder schon bekannt waren oder die sich aufgrund ihrer Exponiertheit als mögliche Wanderfalken-Brutplätze geradezu aufdrängten. Systematische Untersuchungen von größeren Probeflächen fehlten. So war man allein auf Schätzungen angewiesen.

In Ziffer 4.4 wurde bereits angesprochen, daß diese aus der Vergangenheit vorliegenden Bestandeschätzungen und Rekonstruktionsversuche für die Wanderfalken-Teilpopulation der Bayerischen Alpen erst seit den sehr gründlichen Erhebungen von DACH und TRITSCHLER in Teilen des Allgäus bis zu einem gewissen Grad überprüft werden können. Daher sollen diese Erhebungen hier kurz vorgestellt werden:

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Füssen im Osten und Immenstadt im Westen südwärts bis zur Staatsgrenze nach Österreich. Damit werden etwa $\frac{2}{3}$ der Allgäuer Alpen abgedeckt. Diese wiederum machen ziemlich genau $\frac{1}{4}$ des Bayerischen Alpenanteils aus, so daß die untersuchte Fläche etwa $\frac{1}{6}$ der Bayerischen Alpen umfaßt.

Die Erhebungen begannen 1990 und wurden zunehmend genauer. Zumindest für die letzten 5 Jahre kann von einer guten Erfassung des Bestandes ausgegangen werden - dies bedeutet nach Einschätzung des Verfassers einen Übersehler von 10-20%. Wer die Verhältnisse in den Alpen kennt, weiß, daß dies sehr wenig ist und alles andere für eine massive Selbstüberschätzung der Bestandeseheber spräche. Dem Leser sei versichert, daß dies bei den genannten Personen mit Sicherheit nicht der Fall ist.

Die 2 wichtigsten Ergebnisse waren:

- Zwischen 1996 und 2000 wurden jedes Jahr zwischen 13 und 17 Revierpaare im Untersuchungsgebiet festgestellt. Da die Wetterverhältnisse zur Zeit der Balz, Brut und Jungenaufzucht in den Alpen sehr extrem sein können, schwankt die Zahl der Revier- und der Brutpaare zwischen den einzelnen Jahren stärker als in den übrigen Gebieten Deutschlands. Wenn man den oben genannten Übersehler miteinrechnet, dürften sich somit im genannten Zeitraum zwischen 14 und 20 Paare im Untersuchungsgebiet aufhalten haben.
- Die Erhebungen zeigen im Lauf der Jahre einen Anstieg der beobachteten Revierpaare. Dies ist zu einem Teil auf die wachsende Genauigkeit der Erfassung zurückzuführen; zum Teil handelt es sich aber auch um eine echte Bestandeszunahme: Mehrere suboptimale Felsen, die von Anfang an in die Erhebung einbezogen waren, wurden erst im Beobachtungszeitraum besiedelt. Die Zahl der Neubesiedlungen nahm dabei im Lauf der Jahre ab. Man kann also mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgehen, daß im Zeitraum, der im vorliegenden Beitrag näher betrachtet werden soll, also zwischen 1991 und 2000, im Untersuchungsgebiet zumindest eine leichte Bestandeszunahme aufgetreten ist, die sich mit der Zeit verlangsamt hat.

Die entscheidende Frage ist nun, ob aus der genannten Untersuchung einigermaßen verlässliche Bestandeszahlen für den gesamten bayerischen Alpenraum abgeleitet werden können. Falls die Fläche repräsentativ für den übrigen Alpenanteil im Freistaat ist, könnte der derzeitige Wanderfalken-Gesamtbestand in den Bayerischen Alpen dadurch abgeleitet werden, daß man die oben genannten Bestandeszahlen der letzten Jahre im Allgäuer Untersuchungsgebiet mit 6 multipliziert, also:

$$14 \text{ bis } 20 \times 6 = 84 \text{ bis } 120 \text{ Paare}$$

Will man sich einer Antwort auf die eben gestellte Frage nähern, muß man das Allgäu mit den übrigen Bayerischen Alpen - also mit dem oberbayerischen Alpenanteil - vergleichen und zwar im Hinblick auf seine Eignung als Wanderfalken-Lebensraum. Hierbei sind nach Meinung des Verfassers 3 Punkte entscheidend:

- Das Allgäu ist der westlichste Teil der Bayerischen Alpen. Die Niederschläge sind hier tendenziell etwas höher als im oberbayerischen Alpenanteil. Dies ist für den Wanderfalken ungünstig: Höhere Schneelagen können zu häufigeren Brutaufgaben führen und höherer Regenniederschlag vermindert den Bruterfolg unter anderem durch ausgeschwemmte Gelege sowie schnellere Unterkühlung der Jungen.
- Die Talböden des Allgäus liegen etwa zwischen 100 und 300 m höher als in Oberbayern, da der Voralpenbereich von West nach Ost abfällt. So haben die größeren Orte in dem Bereich, in dem die Alpenflüsse die Berge verlassen, folgende Höhenlagen (von West nach Ost):

- Allgäu:	Sonthofen (Iller)	743 m ü. NN	
	Füssen (Lech)	790	-"
- Oberbayern:	Lenggries (Isar)	679	-"
	Kiefersfelden (Inn)	493	-"
	Bad Reichenhall (Saalach)	473	-"

Damit steht dem Wanderfalken zwischen Talboden und der Höhenobergrenze für Bruten (rd. 1.500 m ü. NN) im Allgäu weniger Raum zur Verfügung als in Oberbayern, die klimatisch günstigsten Lagen unterhalb 700 m ü. NN fehlen im Allgäu ganz. Damit ist die Wahrscheinlichkeit, einen guten Brutplatz zu finden, für Wanderfalken in den Allgäuer Alpen geringer als im oberbayerischen Alpenanteil.

- Von der Geologie her ist in den Allgäuer Alpen der Anteil von Flysch und Helveticum deutlich höher und der Anteil des Kalkalpins damit deutlich niedriger als in den Oberbayerischen Alpen. Aufgrund ihrer größeren Verwitterung bieten jedoch gerade Kalkfelsen eine relativ hohe Anzahl von bruttauglichen Nischen, während solche Nischen durch die wesentlich feinere Verwitterung in Flysch und Helveticum viel seltener sind. Dieser letztgenannte Punkt dürfte entscheidend dazu beitragen, daß im Allgäu der Anteil der Bayerischen Alpen liegt, der für den Wanderfalken relativ am schlechtesten geeignet

ist. Dies wird auch dadurch belegt, daß Horstabstände unter 3 km im Allgäu im Gegensatz zu Oberbayern so gut wie nie auftreten.

Aus den 3 angeführten Punkten kann abgeleitet werden, daß die obige Hochrechnung mit Sicherheit nur die Untergrenze des Wanderfalken-Bestandes in den Bayerischen Alpen angibt. Nach Ansicht des Verfassers liegen die Bestandeszahlen im gesamten Alpenanteil Bayerns rd. 10% höher, als dies die Werte der Probefläche im Allgäu nahelegen. Damit ergibt sich ein Rahmen von etwa 90-130 Paaren; ich halte einen mittleren Schwankungsbereich von 100-120 Paaren für realistisch.

Berücksichtigt man die bereits erwähnte leichte Bestandeszunahme, die sich im Lauf der letzten 10 Jahre mehr und mehr verlangsamt hat und geht für das Jahr 2000 von einem Mittelwert von 110 Paaren aus, so ergibt sich für die Bayerischen Alpen etwa folgende Bestandeskurve (Siehe Abb. 7, S. 118).

Wie oben bereits angedeutet, erlauben die Untersuchungen von DACH und TRITSCHLER aber nicht nur eine Abschätzung des derzeitigen Wanderfalken-Bestandes in den Bayerischen Alpen:

- Die Erhebungen legen auch nahe, daß der Wanderfalken im Alpenanteil des Freistaates in den letzten 10 Jahren weiter zugenommen hat, sich diese Entwicklung jedoch mehr und mehr verlangsamt. Dies läßt an eine Sättigung des Bestandes in den Bayerischen Alpen denken. Hierfür spricht auch, daß in günstigen Lagen Oberbayerns mit Horstabständen von teilweise nur noch rd. 1 km inzwischen Werte erreicht werden, die kaum noch zu unterbieten sind.

- Wenn jetzt eine Sättigung des Bestandes eingetreten ist, läßt dies darüber hinaus auch Rückschlüsse auf die Wanderfalken-Zahlen in den Bayerischen Alpen vor dem Bestandeseinbruch in den 60er und 70er Jahren zu: Diese dürften dann in derselben Größenordnung gelegen haben wie heute, also bei etwa 100-120 Paaren - eine genauere Rekonstruktion wird angesichts der mangelnden Erhebungen aus dieser Zeit wohl nie möglich sein.

Den strengen Wissenschaftlern unter ihnen, insbesondere denen aus mathematisch geprägten Disziplinen, mögen sich angesichts der vielen Unsicherheiten in den obigen Ableitungen vielleicht die Haare sträuben. Da jedoch die früheren Erhebungen äußerst lückenhaft sind und eine Gesamtaufnahme in den Bayerischen Alpen auch heute allein schon an den verfügbaren Fachleuten scheitern würde, halte ich gut und vor allem auch ausreichend lange untersuchte Probeflächen für den sinnvollsten Weg, sowohl die Bestandeshöhe als auch - was noch weit wichtiger ist - die weitere Bestandesentwicklung in den Bayerischen Alpen abzuschätzen. Mit einem gewissen Übersehfehler und der mangelnden Quantifizierbarkeit bestimmter Lebensraumparameter werden wir wohl auch in Zukunft leben müssen.

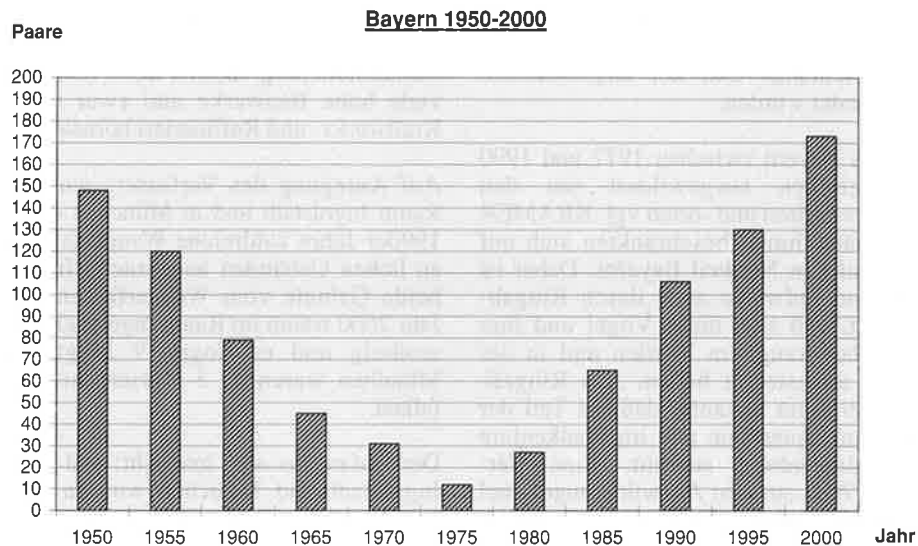


Abbildung 8

Bestandesentwicklung des Wanderfalken im Bayern zwischen 1950 und 2000

6. Ausblick

In den letzten 10 Jahren sind die Wanderfalken-Bestände in allen 4 Hauptverbreitungsgebieten Bayerns angestiegen. Die Zahlen der „Vor-DDT-Zeit“ sind inzwischen nahezu überall wieder erreicht, teilweise werden Sie sogar schon überschritten. Hinzu kommt ein enormes Anwachsen der Gebäudebrüter in diesem Zeitraum. Insgesamt gibt es daher heute in Bayern sogar mehr Wanderfalken als in den Jahren vor dem „pesticide-crash“ (vgl. Abb. 8).

Also Jubel ?

Es kann nicht bestritten werden, daß das letzte Jahrzehnt für den Wanderfalken in Bayern sehr erfolgreich verlaufen ist. Auf dem Tiefpunkt des Bestandes Mitte der 1970er Jahre hätte wohl kaum jemand an eine derart schnelle Erholung geglaubt. Auch in den anderen Bundesländern war die Entwicklung ähnlich positiv: In den Felsbrüter-Gebieten Süd- und Mitteldeutschlands sind die Bestandeszahlen von 1950 heute meist schon überschritten – nicht zuletzt wegen der vielen Gebäudebrüter. Und im ehemaligen Baumbrüterareal der norddeutschen Tiefebene gibt es inzwischen neben einigen Gebäudebrütern wieder die ersten Baumbruten.

Eines wird angesichts der beschriebenen Erholung der Bestände allerdings bis heute völlig vergessen: Der Zusammenbruch der Population zwischen 1950 und 1975 war und ist für den Wanderfalken genetisch gesehen eine Katastrophe. Die Bestände nahmen bundesweit auf etwa 5% der Ausgangszahlen ab; in Bayern auf etwa 10%, da hier mit den Alpen eines der beiden Haupt-Rückzugsgebiete in Deutschland lag. Damit hat der Wanderfalken etwas durchlaufen, was die Genetiker einen „Flaschenhals“ nennen: **Durch den Bestandeseinbruch ist eine Vielzahl genetischer Informationen für immer verlorengegangen!**

Die Zahlen von 1950 mögen heute in vielen Gegenden wieder erreicht oder sogar schon

überschritten sein – die Wanderfalken-Population ist aber bei weitem nicht mehr die der „Vor-DDT-Zeit“: Durch die verlorengegangene Erbinformation ist die genetische Vielfalt (Anzahl verschiedener Gene) und die genetische Diversität (Anzahl und Häufigkeit der verschiedenen Gene) heute mit Sicherheit deutlich geringer als noch vor 50 Jahren. Weniger genetische Diversität bedeutet aber auch ein geringeres Anpassungspotential an sich ändernde Umweltbedingungen – **unsere Wanderfalken-Population ist also trotz erholtter Zahlen wesentlich anfälliger geworden!**

Wer sich dies vor Augen hält, läuft kaum Gefahr, angesichts der Bestandeserholung in Euphorie zu verfallen. Vielmehr kann aus dieser Einsicht eine adäquate Schutzstrategie für die Zukunft entworfen werden:

Unser Hauptziel in Bayern (und natürlich auch in Deutschland) muß es sein, die wieder erstarkten Teilpopulationen so zu vernetzen, daß der genetische Austausch verstärkt wird. Nur so kann die genetische Diversität verantwortlich wieder angehoben werden (Für unverantwortlich hielt ich eine Einkreuzung anderer Wanderfalken-Unterarten, da die Auswirkungen eines solchen „Experimentes“ kaum abschätzbar sind).

Unsere heutigen Wanderfalken in Bayern stammen im wesentlichen aus 3 unterschiedlichen „Reservoirs“:

- Rückzugsgebiet Alpen,
- Rückzugsgebiet Schwäbische Alb
- Auswilderungen

Aufgrund der bereits mehrfach erwähnten starken geographischen Rückorientierung junger Wanderfalken kann damit gerechnet werden, daß sich die Nachkommen der Falken aus den beiden Rückzugsgebieten genetisch etwas unterscheiden. Die größte genetische Diversität dürften die ausgewilderten Wanderfalken aufweisen, da es sich bei

ihnen im wesentlichen um Nachkommen von Vögeln handelt, die in den unterschiedlichsten Gebieten Deutschlands und der angrenzenden Länder ausgehorstet wurden.

Der DFO hat in Bayern zwischen 1977 und 1990 rd. 130 Jungfalken ausgewildert (zu den Auswilderungsverfahren und -orten vgl. KRAMER 1991a). Die Maßnahmen beschränkten sich auf Franken, also auf den Nordteil Bayerns. Daher ist anzunehmen und teilweise auch durch Ringablosungen belegt, daß sich diese Vögel und ihre Nachkommen bevorzugt im Norden und in der Mitte Bayerns angesiedelt haben. Aus Ringablosungen ist weiterhin bekannt, daß ein Teil der Wanderfalken am Untermain und im Frankenjura aus Baden-Württemberg stammt. Eine Vermischung der Vögel aus den Auswilderungen und aus dem Rückzugsgebiet Schwäbische Alb hat im Nord- und Mittelteil Bayerns also mit Sicherheit mehrfach stattgefunden.

In den nächsten Jahren geht es nun darum, diese Wanderfalken an den Genpool der „Alpenfalken“ anzubinden, um den genetischen Austausch in Gang zu bringen bzw. zu verstärken. Die Bedeutung dieser Maßnahme geht weit über Bayern hinaus, da auf diese Weise auch die weiter nördlichen Bestände an die Alpenpopulation „angeschlossen“ werden. Wie kann diese Anbindung nun realisiert werden ?

Der felsfreie Streifen zwischen Frankenjura und Bayerischen Alpen hat eine Breite von rd. 140 km. Etwa auf halber Strecke liegt München. Aufgrund dieser räumlichen Lage und der Vielzahl von hohen Gebäuden hat die bayerische Landeshauptstadt eine Schlüsselstellung für die Verbindung der „Alpenfalken“ mit den übrigen bayerischen (und mitteleuropäischen) Wanderfalkenbeständen.

Ein weiteres wichtiges Gebiet ist der Raum Ingolstadt. Auch hier in der nahrungsreichen Donauniederung südlich des Frankenjura gibt es viele hohe Bauwerke und zwar in erster Linie Kraftwerks- und Raffinerieschornsteine.

Auf Anregung des Verfassers wurden daher im Raum Ingolstadt und in München seit Beginn der 1990er Jahre zahlreiche Wanderfalken-Nisthilfen an hohen Gebäuden angebracht. Inzwischen sind beide Gebiete vom Wanderfalken besiedelt: Im Jahr 2000 waren im Raum Ingolstadt 4 Revierpaare ansässig und es flogen 9 Jungfalken aus; in München waren es 3 Revierpaare und 5 Jungfalken.

Der Anfang ist also gemacht; und auch zwischen Ingolstadt und München wurden bereits einige Kunsthorste (z.B. an Funktürmen) installiert. Die einzige größere Lücke besteht noch im Voralpengebiet zwischen München und der Alpenkette, da hier hohe Gebäude weitgehend fehlen. In Zusammenarbeit mit der „Bayernwerk Netz GmbH“ sollen in diesem Gebiet in den nächsten Jahren Nisthilfen an Hochspannungsmasten angebracht werden.

Es sei nochmals betont: Hauptziel ist nicht, den bayerischen Wanderfalkenbestand auf neue Rekordhöhen zu „schrauben“; Hauptziel ist vielmehr die Erhöhung der genetischen Diversität und damit der Stabilität gegenüber Umwelteinflüssen.

Wir können heute noch nicht absehen, welche Gefahren unseren Wanderfalken in Zukunft vielleicht drohen (vgl. z.B. die jüngsten Untersuchungen von WEGNER zur PCB-Belastung von Wanderfalken-Eiern). Wenn es uns jedoch gelingt, die Wanderfalken-Bestände in den 4 natürlichen



Foto 8

Zwei ausgeflogene Jungfalken ruhen nach der Fütterung (Foto: B. Zoller)

Verbreitungsgebieten durch professionelle Schutzarbeit auf dem jetzt erreichten hohen Niveau zu etablieren sowie darüber hinaus mit Hilfe von Gebäudebruten zu vernetzen und so die Anpassungsfähigkeit wieder zu erhöhen, dann sollte die Zukunft für den schnellsten Jäger in Bayern heute deutlich besser aussehen als vor 50 Jahren !

7. Dank

Aufgrund der deutlichen Bestandeszunahme des Wanderfalken in Bayern wird es in den letzten Jahren immer schwieriger, einigermaßen den Überblick zu behalten. Ich danke daher all jenen sehr herzlich, die mich mit Bestandesdaten unterstützt haben: Für den Untermain war dies Willy CAVALLO von der AWU, die Zahlen für den Frankenjura und den Bayerischen Wald stammen zu einem großen Teil von Ulrich LANZ, dem Projektleiter Wanderfalke beim LBV. Für die einzelnen Gebäudebrutplätze haben mir die jeweiligen Horstbetreuer zwischen 1991 und 2000 jährlich sämtliche Daten zur Verfügung gestellt - auch hierfür herzlichen Dank.

Die Bestandeserhebungen in den Allgäuer Alpen leiten seit über 10 Jahren Frank DACH und Karl-Heinz TRITSCHLER von der AWU. Ihnen gilt meine größte Bewunderung - wer das mühsame Geschäft der Wanderfalken-Beobachtung in den Alpen kennt, weiß warum: Man marschiert teilweise Stunden zu den einzelnen Horsten, startt weitere Stunden auf riesige Wände und sieht ... häufig gar nichts und eigentlich ebenso häufig irgendwelche entfernten Punkte, die für 2-3 Sekunden über einem Berggrat auftauchen und Wanderfalken gewesen sein könnten - wohlgermerkt „könnten“ und wer die gewissenhafte Arbeitsweise der 2 Hessen kennt, weiß, daß solche Beobachtungen nicht in ihre Statistik eingehen.

Da ich weit davon entfernt bin, Eulenspezialist zu sein, war ich sehr dankbar für die Informationen zum Uhu. Diese stammen für den Untermain wiederum von Willy CAVALLO von der AWU, meine Fragen zu den Uhus in Frankenjura, Bayerischem Wald und Alpen wurden geduldig von Heiner SCHÖPF und Hans-Joachim FÜNFSTÜCK von der Vogelschutzwarte Garmisch beantwortet. Mein besonderer Dank schließlich gilt Bernd ZOLLER, der nicht gezögert hat, mir 2 einmalige Wanderfalken-Originaldias zur Verfügung zu stellen - und was wäre eine Arbeit über den Wanderfalken ohne Bilder von diesem herrlichen Vogel, der mich und sicher auch viele von Ihnen immer wieder auf's Neue fasziniert.

8. Literatur

- BEZZEL, E.; H. SCHÖPF (1986):
Anmerkungen zur Bestandesentwicklung des Uhus (*Bubo bubo*) in Bayern.- *Journal für Ornithologie* 127: 217-228.
- BRÜLL, H. (1984):
Das Leben europäischer Greifvögel. 4. erweiterte Auflage. - Stuttgart, New York: Gustav Fischer.
- CADE, T.J.; J.H. ENDERSON, C.G. THELANDER & C.M. WHITE (Hrsg.) (1988):
Peregrine Falcon Populations: Their management and recovery. - Boise, Idaho: The Peregrine Fund Inc.
- FISCHER, W. (1977):
Der Wanderfalk. 4. ergänzte Auflage.
Wittenberg: A. Ziemsen.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.; K. BAUER, E. BEZZEL, (1989):
Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4: Falconiformes, 2. durchgesehene Auflage. - Wiesbaden: Aula.

HEPP, K.; F. SCHILLING, P. WEGNER (Hrsg.) (1995):
Schutz dem Wanderfalken. 30 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) - eine Dokumentation. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 82: 1-393.

HICKEY, J.J. (Hrsg.) (1969):
Peregrine Falcon Populations: Their biology and decline. - Madison, London: University of Wisconsin Press.

KLEINSTÄUBER, G. (1987):
Populationsökologische Zusammenhänge bei Erlöschen und beginnendem Neuaufbau des Wanderfalken-Brutbestandes (*Falco peregrinus*) im Mittelgebirgsareal der DDR. - *Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten* 1: 111-128.

KRAMER, S. (1991a):
Die Situation des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Bayern - Bestandesentwicklung, Populationsökologie, Schutzkonzept. - *Berichte der ANL* 15: 177-216.

————— (1991b):
Gebäudebruten des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) jetzt auch in Bayern. - *Ornithologische Mitteilungen* 43: 199-202.

————— (1994):
Gebäudebruten des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in der Bundesrepublik Deutschland - Situation, Bewertung, Empfehlungen. - *Greifvögel und Falknerie* 1994: 61-73.

NEWTON, I. (1997):
Population Ecology of Raptors. Second Edition. - London: T. & A.D. Poyser.

RATCLIFFE, D.A. (1993):
The Peregrine Falcon. Second Edition. - London: T. & A.D. Poyser.

ROCKENBAUCH, D. (1998):
Der Wanderfalke in Deutschland und umliegenden Gebieten. Band 1: Verbreitung, Bestand, Gefährdung und Schutz. - Ludwigsburg: C. Hölzinger.

UTTENDÖRFER, O. (1952):
Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. - Stuttgart: Eugen Ulmer.

WEGNER, P. (2000):
Die Biozidbelastung von Eiern des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) aus Nordrhein-Westfalen und dem nördlichen Rheinland-Pfalz im Vergleich zu anderen Bundesländern. - *Charadrius* 36: 113-125.

Anschrift des Verfassers:

Stefan Kramer
Wörnbrunn 4
82031 Grünwald

Der Einsatz von Bti-Präparaten zur Stechmücken- bekämpfung - Hintergründe, Risiken und Bedenken

Ernst-Gerhard BURMEISTER

Gliederung

Vorbemerkungen

1. Verbreitung und Biologie der Stechmücken
 - 1.1 Stechmückenplage - ein neues Phänomen ?
 - 1.2 Heimische unterschiedliche Stechmücken
2. Bekämpfung der Stechmücken, moderne Methoden und Aspekte
 - 2.1 Einsatz und Wirkungsweise von Bti
 - 2.2 Welche Tiergruppen sind noch betroffen ?
 - 2.3 Notwendige Konzentrationen
 - 2.4 Problematik der Trägersubstanzen
3. Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft
 - 3.1 Reaktionen auf räuberische Organismen
 - 3.2 Einfluß auf die Biozönose
 - 3.3 Einfluß durch Art der Applikation
4. Untersuchungen und Erfolgskontrollen
5. Naturschutz und natürliche Vorbeugung
 - 5.1 Einsatz in Schutzgebieten
 - 5.2 Praeventionen
 - 5.3 Gesundheitliche Probleme
 - 5.4 Abschließende Bemerkungen
6. Literatur

Abstract

In the last years in Germany, especially in Bavaria, mosquito control has come into high demand. Mosquito populations, within their natural turnover have not increased, but the contact zones between mosquito and man have. Recreational activities, sports and sports fields, camping sites, restaurants etc. are entering areas like alluvial flood plains or flooded areas of lakes dominated by mosquitoes. The same applies to residential areas. The extract from *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) was developed for biological pest-control (endo-toxin) effective specifically against mosquitoes (Culicidae) and black-flies (Simuliidae), according to assurances by the producer and persons with interests in using Bti. The difficulties with Bti applications are demonstrated here. Bti has also been used against non-biting midges (Chironomidae) in the impoundments of the Danube river (Bavaria). This study documents further that other animals in small ponds are killed, too. Together with the primary effect on target and non-target organisms also the secondary effect on higher levels in the food chains, such as birds and bats, is to be emphasised:

the reduction of the masses of mosquitoes and midges, the basis for their nutrition. Pest control with Bti is an intervention in the biocoenotic systems of valuable habitats. In the present work, the biology of mosquitoes, their control with modern methods and aspects, the effect on animal life in habitats and the studies on the success of the pest-control are documented. The most problematic applications of this special insecticide in protected areas are discussed. Some alternative methods for prevention against mosquitoes are given.

Vorbemerkungen

Stechmücken gelten als unangenehme Plagegeister des Sommers, die den Aufenthalt im Freien verleiden. Einem großen Teil der Bevölkerung stellt sich die Frage "wozu diese Tiere gut sind". Dabei wird ausschließlich der Mensch in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt, nicht jedoch die Lebensgemeinschaft unserer terrestrischen und aquatischen Lebensräume. Hier erfüllen die Stechmücken ganz besonders durch ihr Massenaufreten wichtige Funktion als Nährtiere sowohl als wasserlebende Larven wie auch als flugaktive erwachsene Mücken. Ebenso fungieren sie als Regulatoren in den Lebensgemeinschaften. Dennoch werden beständig Forderungen nach einer Bekämpfung dieser Stechmücken artikuliert, zumal seit mehreren Jahren ein sog. unbedenkliches Präparat angeboten wird und eine Betreibergesellschaft für den Einsatz und für begleitende Untersuchungen zur Verfügung steht. Der Einsatz von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Endotoxin (Bti-Wirkstoff) wird als unbedenklich eingestuft. Hier jedoch sollen Risiken und bisher nicht untersuchte Reaktionen der Glieder von entsprechenden Biozönosen dokumentiert werden. Einsätze von Bti gegen Stechmücken können nur vor dem Hintergrund der primären und sekundären Auswirkungen innerhalb der Lebensgemeinschaft und den zu fordernden Inventarisierungen und Begleituntersuchungen diskutiert werden.

1. Verbreitung und Biologie der Stechmücken

1.1 Stechmückenplage - ein neues Phänomen?

Stechmücken waren immer in unterschiedlicher Dichte im Einzugsgebiet von Gewässern, vielfach kleinen Stillgewässern, vorhanden, wie Darstellungen aus dem 18. Jahrhundert belegen. Die Dynamik der Flüsse, ihre Überschwemmungszonen in der Aue und die zurückbleibenden Kleingewässer mit den sich dort entwickelnden Stechmücken haben diesen Großraum als lebensfeindlich für den

Menschen ausgewiesen und Siedlungen verhindert, sieht man von Brückenköpfen der Handelswege ab. Auch Überschwemmungsbereiche großer Seen etwa des Alpenvorlandes haben sich als Nässezonen (Niedermoore, Streuwiesen) als Siedlungs- und Aufenthaltsraum dem Bevölkerungsdruck entzogen. Siedlungsbereiche waren auf die Hochterrassen und trockenen Standorte im umgebenden Hügelland beschränkt. Durch veränderte Verhaltensweisen des Menschen ist die Kontaktzone mit diesen Tieren ausgedehnt worden oder aber die Bevölkerung ist sich dieses Kontaktes nicht mehr bewußt. So werden Aktivitäten in Bereiche verlagert, die früher auf Grund der Präsenz von Stechmücken gemieden wurden. Auch Siedlungen schieben sich inzwischen in diese Zonen vor, wodurch erneut Konflikte entstehen. Da die Eigenverantwortlichkeit der Bürger stark abnimmt, werden andere (meist Behörden) für ein natürliches Phänomen verantwortlich gemacht und Bekämpfung wird gefordert.

1.2 Heimische unterschiedliche Stechmücken

MOHRIG (1969) erwähnt für Deutschland 44 Arten der Culicidae, die jedoch nicht alle am Menschen Blut saugen. Unter den 5 Gattungen besiedeln die Larven der Gattung *Anopheles* stehende perennierende Gewässer des freien Geländes, wobei sauberes Wasser vorhanden sein muß (Augebiete). Die Eier werden einzeln an der Wasseroberfläche abgelegt, durch die Oberflächenspannung werden diese zusammengetrieben. Die Larven selbst hängen waagrecht an der Wasseroberfläche (ohne Atemrohr) im Gegensatz zu allen übrigen Culicidae (Schräglage an der Wasseroberfläche, mit Atemrohr). *Culex*-Larven findet man dagegen vorzugsweise neben Freiland-Gewässern jeglicher Art auch im urbanen Bereich, wo sie selbst stark nitrathaltige Düngegewässer wie auch temporäre Pfützen besiedeln. Die Weibchen dieser sog. Hausmücken überwintern und legen Eier als schiffchenförmige Pakete auf der Wasseroberfläche ab. Mehrere Generationen folgen im Jahreszyklus aufeinander. Wie bei *Culex* erfolgt die Eiablage bei *Mansonia*, wobei jedoch nur eine Generation im Jahr durchlaufen wird. Die Larven leben festsitzend an submersen Wasserpflanzen, indem sie sich einbohren und ihren Sauerstoffbedarf dem Pflanzengewebe entnehmen. Die Weibchen sind bereits am Tage stechaktiv. Ebenfalls Eischiffchen legen die Weibchen der Gattung *Culiseta* ab, wobei sie bei der Wahl der Brutgewässer ein ähnlich breites Spektrum wie die der Gattung *Culex* besitzen. Die Mücken überwintern häufig in Wohnungen. *Culiseta annulata* ist mit *Culex pipiens* meist vergesellschaftet, beide werden als Hausmücken bezeichnet.

Mit 24 Arten ist die Gattung *Aedes* die artenreichste der Familie der Culicidae in Deutschland. Besonders häufig und stets als 'Plagegeister' angesprochen sind *Ae. vexans*, *Ae. sticticus* (sog. Auwaldmücken oder Rheinschnaken), wobei *Ae. vexans* auf Grund ihrer Präferenz auch als Wiesenumücke bezeichnet wird. Ebenfalls häufig ist *Ae. communis* (Waldmücke) und *Ae. geniculatus* (Baumhöhlenmücke). Alle *Aedes*-Arten legen ihre Eier einzeln auf feuchtem Boden ab, der potentiell

überflutet wird, die Larven schlüpfen nach der Überwinterung der Eier bei Überstauung der terrestrischen Eiablageorte. Diese Arten der Überschwemmungsflächen bilden meist die Mückenkalamitäten und sind die Zielorganismen der Bekämpfung. Dennoch werden die Mücken nicht artlich differenziert in Auwald-, Wiesen- oder Hausmücken, zumal nicht von Personengruppen, die eine Bekämpfung fordern.

2. Bekämpfung der Stechmücken, moderne Methoden und Aspekte

2.1 Einsatz und Wirkungsweise von Bti

Unter den bisher bekannten und wirkungsvoll eingesetzten "Insektiziden" ist der Wirkstoff des Bti sicher unvergleichlich und der bisher umweltschonendste, bezieht man die früher verwendeten chemischen Präparate (DDT etc.) mit ein. Diese wurden zu Beginn ihres Einsatzes ebenso für unbedenklich erklärt wie Folgepräparate. Ein Einsatz von lebenden Bakterien (Bti) ist nicht zulässig und so wird die Wirkkomponente, das Peptid, kristallin ausgebracht. Nach bisherigen Erkenntnissen geht vom Wirkstoff des Bti (Endotoxin = Peptid + Trägersubstanz) keine direkte Breitenwirkung aus, d.h. die Zielorganismen und verwandte Insektengruppen (andere Tiergruppen ?) sind eingeeignet. Nur sie besitzen nach derzeitigem Kenntnisstand Zellrezeptoren in der Darmwand, in die die Wirkkomponente des *Bacillus thuringiensis israelensis* eindringt und dort zur Zerstörung der Darmzellen führt (CHARLES & de BARJAC 1981, 1983, ELLAR et al. 1986, GILL et al. 1992, HOFTE & WHITELEY 1989, KNOWLESS & ELLAR 1987, LUTHY et al. 1986, SCHNETTER et al. 1981, YI-ALLOUROS et al. 1999). Die Aufnahme vom Bti-Präparat bzw. Wirkstoff führt darum zum Tod der Larven, die Nahrung als Filtrierer aufnehmen, nach Zerstörung der peritrophischen Membran mit einer Auflösung der Darmwand. Die Larven fallen im weiteren Entwicklungsprozeß aus, demnach findet keine Verpuppung und kein Schlüpfen der erwachsenen Fluginsekten statt, bei denen nur die Weibchen von Stech- und auch Kriebelmücken *Culicidae* bzw. *Simuliidae* blutsaugend sind.

Nicht nur durch den Tod der Zielorganismen wird die Wirkung von Bti deutlich, wobei immer nur eine Mortalitätsrate meßbar ist (Anteil getöteter Individ. an der Gesamtpopulation) sondern auch durch Verhaltensänderungen, z.B. wenn standorttreue Tiere ihren Lebensraum verlassen, was durch erhöhte Drift erkennbar ist. Die Reaktion zeigt sich durch aktives Verlassen des Kleinlebensraumes oder durch Trennung vom Substrat und damit zur passiven Ersatzlebensraumsuche, d.h. eigene Übergabe des Organismus an die Wasserbewegung und Windverdriftung (BACK et al. 1985, JACKSON et al. 1994). Hierbei wird Bti offensichtlich nach Wahrnehmung als unangenehm empfunden. Dies bedeutet, daß Rezeptoren für Bti vor der Aufnahme in den Darm vorhanden sein müssen (Rezeptoren der Mundwerkzeuge ?).

Als Zielorganismengruppe gelten Culicidae und vereinzelt Simuliidae, eine weitere Dipteren-Familie (Beide zu Nematocera = Mückenartige), die bei

de als Filtrierer (Ausnahmen !) den Bti-Wirkstoff aufnehmen, wobei die Simuliidae bevorzugt in Fließgewässern auftreten.

Dennoch sind auch bei der Anwendung von Bti einige Gefahren aufzuzeigen, die bei einer Ausbringung dringend bedacht werden sollten. So sind Langzeituntersuchungen bisher in entsprechenden Gebieten unterblieben, die eine Auswirkung auf die gesamte Biozönose dokumentieren könnten. Eine Ausnahme ist die Begleituntersuchung von HERSHEY et al. (1998), wobei eine Dauerbehandlung mit Bti erfolgte, wie sie in unseren Breiten nicht geplant ist. Die Wirkungsweise des Präparates ist überall abhängig von zahlreichen abiotischen und biotischen Faktoren im jeweiligen Ausbringungs-ort. Sekundäreffekte sind bisher nur ungenügend bekannt (s.u.).

Es erscheint notwendig darauf hinzuweisen, daß der deutlich überwiegende Teil der in der Bundesrepublik durchgeführten Untersuchungen zur Wirkungsweise von Bti auf Organismen im Freiland von Interessengruppen unterstützt wird (Finanzmittel), die eine Bekämpfungsmaßnahme propagieren (KABS, Gesellschaft zur Förderung der Stechmückenbekämpfung e.V.). Eine objektive Stellungnahme zum Problembereich kann darum nicht erwartet werden, ebenso fehlen bisher unabhängige Untersuchungen.

2.2 Welche Tiergruppen sind noch betroffen?

Das Präparat (Delta-Endotoxin) zur Bekämpfung von Nematocera wirkt nicht spezifisch gegen limnophile Stechmücken (Culicidae) oder rheophile bzw. rheobionte blutsaugende Kriebelmücken (Simuliidae), die nur eine artenarme Familie innerhalb dieser Zweiflüglergruppe ausmachen, sondern auch auf andere Familien der Nematocera, wie der Nachweis von Rezeptorzellen bei den nicht blutsaugenden Zuckmücken (*Chironomidae*) durch YIALLOUROS (1999) dokumentiert. Die letale Wirkung auch auf diese Mückengruppe wird von dieser Autorin bestätigt, wobei jedoch die Arten unterschiedlich stark reagieren (Darmenzyme zur Aktivierung des pro-toxins).

Neben dem Einsatz in Still- und Fließgewässern gegen die beiden vornehmlich blutsaugenden Mückengruppen wurden zudem die völlig harmlosen, aber offensichtlich belästigenden Zuckmücken (*Chironomidae*) in den Stauhaltungen der Donau bekämpft. Hierzu sind entsprechend hohe Konzentrationen durch die Abdrift des Wirkstoffes notwendig. Bei Bekämpfungsmaßnahmen in Stillgewässern gelten die Chironomiden als Nicht-Zielorganismen. Mit etwa 560 Arten, von denen nur sehr wenige in ihrer Reaktion auf Bti geprüft wurden, sind diese Mücken die artenreichste merolimnische Insektenfamilie in Bayern. Unter diesen sind zahlreiche sehr seltene und gefährdete Arten, so auch Glazialrelikte und stenotope Arten. Alle sind in die jeweilige Lebensgemeinschaft eingebunden und besitzen große Bedeutung für die Funktionalität der limnischen Biozönosen (Nahrungsgrundlage für zahllose Organismen und Zentrum der Nahrungsnetze).

Die Aussagen der KABS - Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V. - (früher: K.A.z.B. Schnakenplage am Oberrhein e.V.; BECKER 1993, 1997, 1999; BECKER et al. 1996) beziehen sich fast ausschließlich auf die Zielorganismen. Frühere Untersuchungen und solche außerhalb der KABS haben gezeigt, daß auch andere Tiergruppen betroffen sind. So sind nicht nur die Chironomiden, die in allen Gewässertypen die Hauptmasse der Organismen stellen und von übergeordneter Bedeutung sind, sondern auch systematisch weit entfernte Tierarten beeinflusst (Primär-, Sekundäreffekte). Es reagierten im Langzeitversuch (HERSHEY et al. 1998) Larven von "Schnaken" (*Tipulidae*), Waffenfliegen (*Stratiomyidae*), Eintagsfliegen und Wasserkäfern (Tab. 1). Nach 3 Jahren zeigten Insektenarten und -gruppen plötzlich Reaktionen durch quantitative wie qualitative Ausfälle und fallen so zum großen Teil im Wirkungsgefüge der Biozönose aus (Beispiele Tab. 1). Die Freilandversuche von FILLINGER (1998) lassen bei der Interpretation von Kontroll- und Bti-Fallenfängen auch den Schluß zu, daß gerade die Chironomiden in den behandelten Flächen sowohl bezüglich Art- wie Individuenzahlen (geschlüpfte Imagines) signifikant abnehmen. Der Hinweis auf andere Ergebnisse bei Laborversuchen scheint diesen Tatbestand abschwächen zu wollen, beweist jedoch die Nichtübertragbarkeit von Laborbefunden auf das Freiland. Zudem wurden nur sehr wenige Arten getestet. In den Testproben fallen sehr wahrscheinlich bereits die anwesenden juvenilen Larven aus, die dann selbstverständlich in der Emergenz fehlen. Demnach sind die Aussagen bezügl. der Wirkung auf Chironomiden geschönt, zur Gesamtbiozönose ohne Aussagewert, da nur ein Teil durch Photoelektoren erfaßt werden kann (s.u.).

Auswirkungen bei Fischen (Jungfische, Fischbrut) und Amphibien (MORAWSCIK 1983, FORTIN et al. 1986, WIPFLI 1994) werden von den Verantwortlichen des Bti-Einsatzes den Trägersubstanzen zugeschrieben. Eine erhöhte Dichte von Detritivoren kann mit den anfallenden abgetöteten Insektenlarven einhergehen (s. *Hyaella* - Crustacea, Amphipoda) (BURMEISTER 2000). Bedenken gegenüber dem Einsatz von Bti im Freiland werden auf Grund von Wirkungen auf andere Organismen in neuerer Zeit laut (SCHMIDT 2001). Ein Bericht über die lethale Wirkung von Bt bzw. „Sporen“ von Bt auf Mäuse (Darmzerstörung) ist bisher nicht bestätigt worden (ANONYMUS 1999).

2.3 Notwendige Konzentrationen

Die KABS ermittelt an Hand der Dichte von Stechmücken einen Einsatz des Bti-Wirkstoffes, der mittels Hubschrauber im Flächenversuch oder durch Handapplikation ausgebracht wird. Es handelt sich damit um Schätzwerte, die Wirkung im Lebensraum selbst ist von zahllosen Faktoren abhängig (Wetter, Temperatur - Schlupf von *Aedes*-Larven erst ab 10°C -, Größe des Wasserkörpers, Larvendichte, Stadium, Destruentendichte, Dichte der submersen + emersen Vegetation bzw. der gesamten Biomasse, etc.). In Laborversuchen wurden verschiedene Tiergruppen einem Einsatz (verschiedene Konzentrationen) von Bti-Wirkstoff ausgesetzt, wobei mit Ausnahmen der Zielgruppen, nur

Literaturrefassung zur Wirkungsweise von Bti auf verschiedene Tiergruppen (nach Iglthaler 1999).

Arten der verzeichneten Tiergruppen werden mit dem jeweiligen Literaturzitat (Nr) und dem Ergebnis dokumentiert. Vorkommen in Deutschland (X, G = Gattung tritt in Mitteleuropa auf), Untersuchungszeiträume (D) : K - Kurzzeituntersuchung (bis zu einem Monat), M - mittlere Untersuchungsdauer (von einem Monat bis zu einem Jahr), L - Langzeitbeobachtung (länger als 1 Jahr). Literaturdaten: Nr. 1-8: Freilanduntersuchung BRD Nr. 9-27: Freilanduntersuchungen USA, Nr. 28-41: Laborversuche.

Arten	Nr	Ergebnis	V	D
DIPTERA - NEMATOCERA				
allg	15	nach 3 Jahren um 67 % weniger		L
Culicidae (Stechmücken)				
<i>Culiseta</i>	11	starke Dezimierung (100%)	X	K
<i>Aedes</i>	11	starke Dezimierung	X	K
	6	starke Dezimierung		K
	5	starke Dezimierung (100%)		K
	20	starke Dezimierung		K
	17	starke Dezimierung		K
	22	starke Dezimierung (100%)		K
	24	starke Dezimierung		K
<i>Culex</i>	11	starke Dezimierung	X	K
	20	starke Dezimierung		K
	37	starke Dezimierung		K
	22	starke Dezimierung (100%)		K
<i>Anopheles</i>	22	starke Dezimierung	X	K
	3	starke Dezimierung		M
<i>Psorophora columbica</i>	22	starke Dezimierung		K
	13	starke Dezimierung		K
<i>Psorophora</i>	11	starke Dezimierung (100%)		K
Simuliidae (Kriebelmücken)				
Larven allg	10	stark erhöhte Drift, Mortalität		K
	18	stark erhöhte Drift, Mortalität		K
	27	stark erhöhte Mortalität		K
	21	stark erhöhte Mortalität		K/M
<i>Simulium</i>	16	stark erhöhte Drift, abnehmende Dichte	X	K
<i>S. vittatum</i>	12	kein signifikanter Einfluß	G	K
	17	erhöhte Mortalität		K
	15	erhöhte Mortalität		K
	25	stark erhöhte Mortalität		K
<i>S. venustum</i>	10	stark erhöhte Drift	G	K
	23	stark erhöhte Mortalität		K
	25	stark erhöhte Mortalität		K
<i>S. verecundum</i>	35	erhöhte Mortalität	G	K
<i>S. tuberosum</i>	10	stark erhöhte Drift	X	K
	23	stark erhöhte Mortalität		K
<i>S. damnatum</i>	40	stark erhöhte Mortalität	G	K
<i>S. venustum</i> -Komplex	12	stark erhöhte Mortalität		K
<i>S. tuberosum</i> -Komplex	12	kein signifikanter Einfluß		K
<i>Prosimulium nitidum</i>	10	stark erhöhte Drift	G	K
	12	kein signifikanter Einfluß		K
	23	stark erhöhte Mortalität		K
	25	stark erhöhte Mortalität		K
<i>P. autumnum</i> (Larv.)	23	stark erhöhte Mortalität	G	K
<i>Stegopterna mutata</i>	10	stark erhöhte Drift	G	K
	12	kein signifikanter Einfluß		K
	25	stark erhöhte Mortalität		K
<i>Cnephia ornithophila</i>	12	kein signifikanter Einfluß	G	K
	25	stark erhöhte Mortalität		K
<i>C. discoloris</i> (Larv.)	23	stark erhöhte Mortalität	G	K
Chironomidae (Zuckmücken)				
allg	18	leicht erhöhte Drift, kein Einfluß auf die Mortalität		K
	15	nach 3 Jahren um 84 % weniger		L
	27	kein signifikanter Einfluß		K
	23	erhöhte Mortalität		K
	11	kein Einfluß		K
	12	leicht erhöhte Drift		K
	2	kein Einfluß		K
	10	erhöhte Mortalität		K
	4	erhöhte Mortalität (bis 100 %)		K
	3	erhöhte Mortalität		M
ruberische Chironomiden	15	nach 3 Jahren um 74 % weniger		L
unbestimmte Chironomiden	15	nach 3 Jahren um 83 % weniger		L
<i>Geddesichironomus holoprasinus</i>	9	Dezimierung		K
	20	Einfluß		K
Tanytarsini				
<i>Tanytarsus</i> spp.	9	Dezimierung	X	K
	11	Dezimierung, stark		K
<i>Rheotanytarsus</i>	9	Dezimierung,	X	K
	10	kein Einfluß auf die Dichte		K
	16	leicht erhöhte Drift		K
	18	leicht erhöhte Mortalität		K
<i>R. distinctissimus</i>	21	erhöhte Mortalität	X	K/M
<i>R. exiguus</i>	21	erhöhte Mortalität	G	K/M
<i>Cindotanytarsus</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Stenopeltella</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Paratanytarsus</i> (Larven)	11	erhöhte Mortalität	X	K
	30	sehr stark erhöhte Mortalität		K
<i>P. graminei</i>	31	stark erhöhte Mortalität (100%)	G	K
<i>Micropectra</i> (Larven)	11	stark erhöhte Mortalität	X	K
Chironomini				
<i>Chironomus</i> sp.	16	kein Einfluß	X	K
	36	stark erhöhte Mortalität		K
<i>C. corus</i>	9	erhöhte Mortalität	G	K
<i>C. riparius</i>	11	erhöhte Mortalität	G	K
	28	erhöhte Mortalität		K
<i>C. tentans</i>	30	stark erhöhte Mortalität	G	K
<i>C. yoshimotoi</i>	30	stark erhöhte Mortalität	G	K
<i>C. signatus</i>	20	erhöhte Mortalität	G	K
<i>C. thummi</i>	37	stark erhöhte Mortalität	X	K
<i>Dicrotendipes</i> (Larven)	11	erhöhte Mortalität	X	K
	16	erhöhte Drift		K
<i>Dicrotendipes pedochloris</i>	30	stark erhöhte Mortalität	G	K
<i>Glyptotendipes tokanagai</i>	30	stark erhöhte Mortalität	G	K

Arten	Nr	Ergebnis	V	D
Polypehllum				
	10	geringer Einfluß auf die Dichte, teils nicht signifikant	X	K
	16	erhöhte Drift		K
<i>Cryptochironomus</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Chloaspetus</i>	16	kein Einfluß		K
<i>Pentapetillum nigrum</i>	30	Einfluß abhängig von der Ernährungsweise	G	K
<i>Stictochironomus akizuki</i>	30	erhöhte Mortalität	G	K
<i>Microtendipes</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Paratendipes</i>	11	erhöhte Mortalität	X	K
Tanytarsini				
	12	kein Einfluß	X	K
	4	leicht erhöhte Mortalität		K
<i>Thienemannimyia</i>	16	kein Einfluß	X	K
	16	kein Einfluß (Dichte)		K
<i>Thienemannimyia</i> group	16	kein Einfluß	X	K
<i>Abolobrynia</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Nilotanytarsus</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Procladius</i>	16	kein Einfluß	X	K
	9	erhöhte Mortalität		K
	36	leicht erhöhte Mortalität		K
*	36	leicht erhöhte Mortalität	X	K
<i>Psectrotanytarsus varius</i> *	10	kein Einfluß (Dichte)	X	K
<i>Larva</i>	10	kein Einfluß (Dichte)	X	K
Orthocladini				
<i>Zvetenia</i>	16	kein Einfluß		K
<i>Cricotopus</i>	16	leicht erhöhte Drift	X	K
<i>Cardocladius</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Eukiefferella</i>	10	geringer Einfluß (Dichte), teils nicht signifikant	X	K
<i>Smittia</i>	37	kein Einfluß	X	K
*	36	kein Einfluß		K
<i>Urymyza</i>	10	kein Einfluß (Dichte)	X	K
<i>Bryophanocladus</i>	14	kein Einfluß	X	M
*				
<i>Dicrotendipes</i>	16	kein Einfluß		M
<i>Rheocricotopus</i>	10	kein Einfluß (Dichte)	X	K
<i>Chaetocladius</i>	14	kein Einfluß	X	M
<i>Cnolanytarsus</i> spp.	9	kein Einfluß auf die Mortalität		K
Ceratopogonidae (Gnitzen)				
allg	10	kein Einfluß (D)		K
	12	kein Einfluß		K
	16	kein Einfluß		M
	15	nach 3 Jahren um 29 % weniger		K
	37	kein Einfluß		K
	36	kein Einfluß		K
Culicoides	14	kein Einfluß	X	M
Tipulidae (Schnaken)				
allg	10	kein Einfluß (D)		K
	12	kein Einfluß		K
	15	nach 3 Jahren um 63 % weniger		L
<i>Tipula</i> sp. *	2	erhöhte Mortalität	X	K
<i>T. abdominalis</i>	27	erhöhte Mortalität	G	K
Chaoboridae (Büschelmücken)				
allg	10	kein Einfluß (D)	X	K
	3	erhöhte Mortalität		M
<i>Mochlonyx eulciformes</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Chaoborus crystallinus</i> *	36	kein Einfluß	X	K
Dixidae (Tastermücken)				
<i>Dixa</i> sp. *	2	erhöhte Mortalität	X	K
Psychodidae (Schmetterlingsmücken)				
allg	10	kein Einfluß (D)		K
<i>Psychoda alternata</i> *	2	hohe Mortalitätsrate	X	K
Bllepharicidae (Netzmücken)				
allg	10	erhöhte Drift	X	K
DIPTERA - BRACHYCERA				
allg	15	nach 3 Jahren um 66 % weniger als in der Kontrolle		L
Stratiomyidae (Waffenfliegen)				
allg	15	nach 3 Jahren um 56 % weniger		L
<i>Odonotrypa</i> sp	24	kein Einfluß	X	K
Empididae				
allg	10	kein Einfluß (D)	X	K
	12	kein Einfluß		K
Syrphidae				
<i>Tubifera pendula</i> *	36	kein Einfluß	X	K
EPIHEMEROPTERA				
Larven allg	10	kein Einfluß (D, M)		K
Baetidae	12	kein Einfluß		K
	18	kein Einfluß (D, M)		K
<i>Baetis</i> (Nymphen)	9	kein Einfluß (M)		K
<i>B. brunneicollis</i> (Larv.)	23	kurzzeitig erhöhte Drift	G	K
<i>Psephenocloa</i>	16	abnehmende Dichte	X	M
<i>Cloeon apterum</i> *	7	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
	4	kein Einfluß		K
Heptageniidae (Larv.)				
<i>Stenonema</i>	18	kein Einfluß (Dichte)		K
	12	leicht erhöhte Drift		M
<i>Leucrocavia</i>	16	leicht erhöhte Drift		M
<i>Stenocron</i>	16	kein Einfluß		M
<i>Heptagenia</i> group	16	leicht erhöhte Drift	X	M

Arten	Nr.	Ergebnis	V	D
<i>Epeorus sp.</i>	11	kein Einfluß	X	K
<i>E. fragilis</i>	23	erhöhte Dicht.	G	K
Siphonuridae	18	kein Einfluß		K
Isomyzidae				
<i>Isomyza</i>	16	kein Einfluß	X	M
Anthropidae				
<i>Anthropes bipunctata</i>	27	erhöhte Mortalität	G	K
Ephemeroptidae				
<i>Ephemerella</i>	18	kein Einfluß	X	K
<i>Serratella</i>	16	kein Einfluß		M
<i>Ephemerella</i> (Ephemera) sp.	12	kein Einfluß	X	K
<i>Ephemerella</i> (Eurylophella) spp.	12	kein Einfluß	X	K
<i>Ephemerella</i> (Drumella) sp.	12	kein Einfluß	X	K
Cænidæ				
<i>Cænis</i>	16	kein Einfluß	X	K
Leptophlebiidae				
<i>Choroterpes</i>	16	kein Einfluß	X	K
<i>Paralutophlebia</i> sp.	12	kein Einfluß	X	K
<i>Habrophlebia vitrans</i>	12	kein Einfluß	G	K
Polymitarcyidae				
<i>Ephoron</i>	16	kein Einfluß	X	K
Ephemeroptidae				
<i>Hexagenia</i>	16	leicht erhöhte Dicht.		K
Potamanthidae				
<i>Anthopotamus</i>	16	leicht erhöhte Dicht., abnehmende Dichte		K
Tricorythidae				
<i>Tricorythodes</i>	18	kein Einfluß		K
Heteroclooon	16	abnehmende Dichte		K
Callibaetis spp.	20	kein Einfluß		K
	20	kein Einfluß		K
ODONATA				
allg.	10	kein Einfluß (D)		K
Calopterygidae spp.	24	kein Einfluß (D)		K
Coenagrionidae	24	abnehmende Dichte		K
<i>Ischnura elegans</i> *	36	kein Einfluß	X	K
Aeshnidae				
<i>Aeshna</i> sp.	12	kein Einfluß	X	K
<i>Anax</i> sp.	24	abnehmende Dichte	X	K
Libellulidae				
<i>Sympetrum striolatum</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Orthetrum brunneum</i> *	1	kein Einfluß	X	K
PLECOPTERA				
Larven	10	kein Einfluß (D, M)		K
Nemouridae				
<i>Nemoura</i> sp.	12	kein Einfluß	X	K
<i>Amphimatura wul</i>	23	sehr leicht erhöhte Dicht.	G	K
<i>Procladius completus</i>	19	kein Einfluß		K
<i>Thermonectus basillaris</i>	20	kein Einfluß		K
	24	kein Einfluß		K
Hydroptilidae				
<i>Hydroptilus ovatus</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
<i>Coelambus impressopunctatus</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
<i>Hydropterus pubescens</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Hygrotripes inaequalis</i> *	4	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
Colymbetidae				
<i>Rhamnus conspurcus</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
<i>R. pulverosus</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Hybicus fuliginosus</i> *	36	kein Einfluß	X	K
Hydrophilidae				
(Larv.)	18	kein Einfluß		K
(Adult)	15	Dezimierung im 3. Jahr	L	K
	18	kein Einfluß		K
<i>Hydrophilus extraboides</i> * (Larv.)	36	kein Einfluß	X	K
<i>H. triangulatus</i>	20	kein Einfluß	G	K
<i>Tropisternus lateralis</i>	20	kein Einfluß	X	K
<i>Hydrobia fuscipes</i>	37	erhöhte Mortalität	X	K
	36	erhöhte Mortalität	X	K
<i>Anacarsus globulus</i> *	36	leicht erhöhte Mortalität	X	K
Haliplidae				
<i>Haliplus</i>	18	kein Einfluß	X	K
Helophoridae				
<i>Helophorus</i>	20	kein Einfluß	X	K
Berosidae				
<i>Berosus</i> sp.	16	kein Einfluß	X	K
<i>B. styliferus</i>	20	kein Einfluß	G	K
<i>B. signaticollis</i> *	36	erhöhte Mortalität	X	K
Elmidae				
(Larv.)	10	kein Einfluß (D, M)		K
(Adult)	12	kein Einfluß		K
	18	kein Einfluß (D, M)		K
	18	kein Einfluß (D, M)		K
<i>Stenelmis</i>	16	abnehmende Dichte	X	K
<i>Opisternus</i>	16	kein Einfluß		K
<i>Dabrophia</i>	16	kein Einfluß		K
Psephenidae				
<i>Psephenus</i>	10	kein Einfluß (D)	X	K
	16	kein Einfluß		K
HYMENOPTERA terrestrisch				
<i>Trichogramma cacoeciae</i>	32	keine sign. Verminderung der Parasitierungsleist., kein Einfluß (b)	X	K
<i>Apis mellifera</i> *	32	kein Einfluß (M)	X	K
	36	kein Einfluß		K

Arten	Nr.	Ergebnis	V	D
CRUSTACEA				
Anostraca				
<i>Siphonophanes grubei</i> *	14			M
	38/6	kein Einfluß (M) im Freiland	X	K
	37	teilw. erhöhte Mortalität im Labor		K
	36	erhöhte Mortalität		K
		deutlich erhöhte Mortalität		K
Copepoda				
<i>Cyclops</i> sp.	37	kein Einfluß	X	K
	37	kein Einfluß (M)		K
<i>C. vernalis</i>	14	kein Einfluß	G	K
<i>C. abysturum praenipinus</i> *	7	kein Einfluß	G	K
<i>C. strenuus</i> *	36	kein Einfluß	G	K
<i>Eucyclops macrurus</i> *	7	kein Einfluß	X	K
<i>E. serrulatus</i> *	7	kein Einfluß	X	K
<i>Acanthocyclops robustus</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Eudaptomus vulgaris</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Megacyclops vernalis</i> *	7	kein Einfluß	X	K
<i>M. leukarii</i> *	7	kein Einfluß	G	K
NEMATODA				
allg.	16	kein Einfluß		K
<i>Turbatrix aceli</i>	33	erhöhte Mortalität, abnehmendes Populationswachstum	X	K
ROTATORIA (RÄDERTIERCHEN)				
allg.	9	kein Einfluß (M)		K
<i>Keratella cochlearis</i>	7	kein Einfluß	X	K
<i>Lecane luna</i>	7	kein Einfluß	X	K
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1	kein Einfluß	X	K
PLATHELMINTHES				
Planariidae				
<i>Turbellaria</i>	16	abnehmende Dichte (DTT)	X	K
Mesostomidae				
<i>Mesostoma</i> sp. *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Dugesia ligirina</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Bothrocotylea personatum</i> *	1	kein Einfluß	X	K
CNIDARIA				
<i>Hydra</i> sp. *	1	kein Einfluß	X	
MOLLUSKA				
Gastropoda				
	14		X	M
	15	kein Einfluß		K
<i>Bathyomphalus contortus</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
<i>Galba palustris</i>	37	kein Einfluß	X	K
	4	kein Einfluß		K
	36	kein Einfluß		K
<i>Planorbis planorbis</i>	37	kein Einfluß	X	K
	4	kein Einfluß		K
	36	kein Einfluß		K
<i>Physa acuta</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Aplexa hypnorum</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Anisus leucostomus</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Hippensis complanata</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Valva cristata</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>V. piscinalis</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
<i>Lymnaea stagnalis</i> *	4	kein Einfluß	X	K
Bivalvis				
<i>Pisidium</i> sp. *	16	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß	X	K
PISCES				
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Bru)	29	erhöhte Mortalität	X	K
	18	kein Einfluß		K
	41	veränderte Beweglichkeit, erhöhte Mortalität bei sehr hohen Konzentrationen	X	K
<i>Lebistes reticulatus</i>	37	kein Einfluß		K
<i>Esox lucius</i> (Jungfische) *	36	leicht erhöhte Mortalität (P)	X	K
<i>Cyprinus carpio</i> (Jungfische) *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Perca fluviatilis</i> (Jungfische) *	36	kein Einfluß	X	K
<i>Salmo gairdneri</i> *	36	kein Einfluß	X	K
<i>S. trutta</i>	18	kein Einfluß	X	K
	41	veränderte Beweglichkeit, erhöhte Mortalität bei sehr hohen Konzentrationen	X	K
<i>Poecilia reticulata</i> *	36	kein Einfluß		K
<i>Semotilus atromaculatus</i>	18	kein Einfluß		K
<i>Ambloplites rupestris</i>	18	kein Einfluß		K
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	41	veränderte Beweglichkeit, erhöhte Mortalität bei sehr hohen Konzentrationen	X	K
AMPHIBIA				
Urodela				
<i>Triturus vulgaris</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	kein Einfluß		K
<i>T. cristatus</i> *	1	kein Einfluß	X	K
<i>T. alpestris</i> *	36	kein Einfluß	X	K
Anura				
<i>Rana temporaria</i>	37	kein Einfluß	X	K
	36	leicht erhöhte Mortalität (P)		K
<i>Rana esculenta</i> *	36	erhöhte Mortalität (P)	X	K
<i>Bombina variegata</i> *	36	stark erhöhte Mortalität (P)	X	K
<i>Bufo bufo</i> *	36	leicht erhöhte Mortalität (P)	X	K
<i>Bufo viridis</i> *	36	leicht erhöhte Mortalität (P)	X	K
<i>Bufo calamita</i> *	36	leicht erhöhte Mortalität (P)	X	K
<i>Xenopus laevis</i> *	36	leicht erhöhte Mortalität (P)	X	K
MAMMALIA				
	37	kein Einfluß (Mäuse)	X	M
	39	kein Einfluß (Mäuse, Ratten, Hasen)		K
	2	kein Einfluß		
	36	kein Einfluß		M

wenige andere reagierten (Datengrundlage s.o.). Grundsätzlich gilt, daß die Organismen im Freiland anders reagieren, da diese unter der biozönotischen Pressung stehen (entgegen dem "freiwillig gewählten" Nischenkonzept). Zudem sind im Freiland die Konzentrationen von Bti nicht kontrollierbar. Durch Drift und Wasserbewegung (auch kurzzeitig) kommt es zu Verdichtungen und Verdünnungen des Wirkstoffes, wodurch Tiere der Nicht-Zielgruppe in erhöhtem Maß geschädigt bzw. der Zielgruppe nicht in hohen Anteilen letal geschädigt werden können. Auch die Wirksamkeitsdauer von Bti im Freiland ist nicht genau bekannt, vereinfachend und beruhigend heißt es, "wird nach kurzer Zeit abgebaut" (Zersetzung durch Mikroorganismen - wo und wie?).

Die Wirkung von Bti auf Larven limnischer Insekten ist auch vom Entwicklungsstand der Larven abhängig. Larven der Stadien 1 u. 2 reagieren deutlich empfindlicher als der Stadien 3 und 4. Der Einsatz mit höheren Dosen, gezielt gegen Stechmückenlarven der Stadien 3 u. 4 eingesetzt, schädigt somit auch juvenile Larven etwa der Chironomidae (YIALLOUROS et al. 1999). Damit wird die Aussage relativiert, daß im letzten Larvenstadium (4.) der Bti-Wirkstoff bei *Aedes*-Larven 3-10, 13-75, 10-200 mal empfindlichere Reaktionen (Mortalität) auslöst als bei der Zuckmücke *Chironomus thummi thummi* im gleichen Stadium (ALI 1981, SCHNETTER et al. 1981, MORAWCSIK 1983). Orthoclaadiinae unter den Chironomidae (bei *Psectrocladius psilopterus*, nicht generell) sollen noch weniger empfindlich reagieren. FILLINGER (1998) erwähnt eine um 10-200 fache höhere Sensibilität von *Aedes*-Larven als von Chironomiden-Larven (Laborversuche), obwohl nur 4 Arten von ihr näher untersucht worden sind. Bei gleichzeitiger Präsenz von 3. und 4. Larvenstadien der Gattung *Aedes* (Culicidae) und 1. + 2. Larven von Chironomini-Larven werden diese bei Einsatz von Bti-Wirkstoff gleichermaßen letal geschädigt.

Bei geringer Larvendichte wirkt Bti effizienter als bei hoher Dichte, darum werden bei hoher Culiciden-Larven-Dichte die Konzentrationen erhöht. Geraten diese hohen Bti-Wirkstoffkonzentrationen in dünn-besiedelte Bereiche ist die mögliche Schadwirkung auf non-target-Organismen deutlich höher. Auch die Anzahl filtrierender Organismen verringert die Wirksamkeit auf Stechmücken und zwingt bei Bekämpfungsmaßnahmen zur Erhöhung der Konzentration. Detritivoren nehmen Bti durch tote organische Substanz auf, Wirkungen sind kaum darstellbar (s.o.). Applikation von Bti an Wasserpflanzen, Versuche mit lebendem Pflanzenmaterial und Zuckmückenlarven, zeigten eine um 100fach stärkere Mortalitätsrate. Auch Abhängigkeiten von der Pflanzendichte sind bekannt, bisweilen kommt es durch Bindung von Bti an Pflanzen zu Konzentrationsverlusten.

2.4 Problematik der Trägersubstanzen

Besonders die Reaktion von Wirbeltieren (Fische + Amphibien) auf Bti wird immer wieder auf die Trägersubstanzen zurückgeführt (MORAWCSIK 1983). Hierbei handelt es sich um Laborversuche mit unterschiedlichen Beimengungen. Demgegenüber

weisen FORTIN et al. (1986) und WIPFLI et al. (1984) erhöhte Mortalitätsraten und Verhaltensänderungen bei der Brut des Bachsaiblings und anderer Fische nach, die nicht auf das Bindungsgranulat mit dem Wirkstoff zurückgeführt werden können.

Trägersubstanzen im Freiland sind Eis und Öl, wobei ersteres nicht überall zum Einsatz kommen kann (Handapplikation). Der Einsatz mit abbaubarem Öl führt zu einer Abdichtung der Wasseroberfläche und damit zu einer starken Einschränkung des Atemgasaustausches. Das Atmen atmosphärischer Luft an der Wasseroberfläche, auf das zahllose Wasserorganismen angewiesen sind, wird eingeschränkt. Verluste in der Biozönose sind hier unvermeidlich. Zudem kommt es zu einem erhöhten Nährstoffeintrag ins Gewässer (s.u.). Bindung des Granulats mit dem Bti-Wirkstoff an Sand führt zu einer Konzentrationserhöhung des Wirkstoffes in tieferen Wasserschichten und zur Gefährdung der dort lebenden Nicht-Zielorganismen. Die Zielgruppe der Culiciden-Larven halten sich bevorzugt an der Wasseroberfläche auf, wo das Agens wirken sollte. Defizite hier müßten wiederum durch Konzentrationserhöhungen ausgeglichen werden, die folgend zu Schädigungen von non-target Organismen führen würden.

3. Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft

3.1 Reaktionen bei räuberischen Organismen

Bei der Durchsicht der Dokumentationen zur Schädigung von 'non-target-organisms' fällt auf, daß in Langzeitstudien (HERSHEY et al. 1998) nicht nur Filtrierer geschädigt werden, sondern auch räuberische limnische Insektenlarven (räuberische Chironomidae, Wasserkäfer-Larven). Nach Aussagen der Betreibergesellschaft KABS, ist dies nicht möglich, da der Wirkstoff nur von filtrierenden Organismen aufgenommen wird und anderen limnischen Makroinvertebraten (+ Vertebraten s.o.) entsprechende Rezeptorzellen im Darm fehlen (BECKER 1999). Genauere Untersuchungen über das Vorhandensein derartiger Rezeptoren im Mitteldarm von Nicht-Zielorganismen fehlen bisher, sieht man von einzelnen Chironomiden-Arten ab (YIALLOUROS 1999). Auf die Reaktion von Wassertieren durch Fluchtreaktion (aktive Flucht = Abdrift) auf den Einsatz von Bti-Wirkstoff wurde bereits hingewiesen. Diese Widersprüche wurden bisher verdrängt.

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Einsatzmethoden im Pflanzenschutz (Agrarbezug) bei bt-gentechnisch verändertem Mais, so zeigt sich, daß neben dem Schädling selbst (Maiszünsler) auch Räuber wie Florfliegen geschädigt werden (Langzeituntersuchungen). Die Pflanze produziert selbst das Endotoxin des *Bacillus thuringiensis* - Stammart auch von *B. thuringiensis* var. *israelensis* - gegen den Schädling. Nicht letal geschädigte Larven anderer Freßfeinde der Kulturpflanze (Mais), die durch Ausfall der Primärkonsumenten (Maiszünsler - Schädling und Zielorganismus) sich überoptimal entwickeln, werden von Räufern gefressen, worauf diese sterben (HILBECK 1999)! Obwohl als Wirkstoff ausschließlich das Endotoxin der Stammart *Bacillus thuringiensis* (Bt) ermittelt wur-

de, wie es von Bti bei der Schnakenbekämpfung ausgebracht wird, sind bisher keine direkten kausalen Zusammenhänge bekannt. Die Befürworter der genetisch veränderten Kulturpflanzen durch Einbringung eines Genoms der BT sind bezüglich der Unbedenklichkeit des Einsatzes inzwischen sehr skeptisch und zurückhaltend geworden (s. Tagung der DGaE in Basel 1999).

3.2 Einfluß auf die Biozönose (Sekundäreffekte)

Der Verlust von Anteilen der Biozönose (Primäreffekte) wirkt sich auf das gesamte Gefüge aus (Sekundäreffekte). Würden alle Stechmücken getötet, was nicht der Fall ist, da auch diese unterschiedlich (Letalitätsrate, Zeitfaktor, Verdriftung) auf den Bti-Einsatz reagieren, käme es bei Fehlen großer Mengen von Filtrierern zur Überpopulation von Algen. In den meist isolierten und ephemeren Kleingewässern käme es folglich zur Eutrophierung der vermehrt absterbenden organischen Substanz (Algen + tote Mückenlarven). In diesen siedeln sich erneut vermehrt Stechmücken an (ideale Brutgewässer). Mobile Reduzenten der Stechmückenlarven haben dann den Lebensraum verlassen, ihre Rückkehr verzögert sich nach wieder vorhandenem Nahrungsangebot. In Gewässern mit einer entsprechenden Prädatordichte kommt es in der Regel nicht zu einer Massenvermehrung der Culicidae (s.a. FILLINGER 1998), verzögert sich deren Rückkehr, führt dies zur Optimierung der Stechmückenpopulation. Eine sog. Plage wird dadurch eher gefördert als eingeschränkt und erneut muß eine Bekämpfungsmaßnahme eingesetzt werden bzw. wird gefordert! Bei *Aedes*-Arten, die auf dem feuchten Boden potentieller Überflutungsflächen die Eier deponieren, sind diese dem Zugriff der Predatoren im Gewässer entzogen. Die Überoptimierung der Larven erfolgt hier durch die hohen Nährstoffgehalte im Brutgewässer. Überlebende einer Bekämpfungsmaßnahme (keine Gleichverteilung des Wirkstoffes) werden durch das Angebot an Algen und Bakterien hier besonders gut konditioniert (hohe Reproduktionsrate und entsprechende Besiedlung neuerlich überstauter Bereiche).

Unter naturnahen Bedingungen dienen die Larven wie Imagines vielen anderen Organismen als Lebensgrundlage. Halsringuntersuchungen beim Teichrohrsänger in der Schweiz haben ergeben, daß seine Nahrung zu 53 % aus Dipteren besteht, 49 % Nematocera und 30 % Culicidae (Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg 1997). Ebenso dienen die erwachsenen Stechmücken anderen Vögeln (Limicolae, Enten, Schwalben, Blaukehlchen, Feldschwirl, Nachtigal, Dorngrasmücke u.a.) wie auch Libellen, Amphibien und Fledermäusen als Nahrung, zu Schwärmzeiten als Hauptnahrung. So ist die einzige Population der extrem gefährdeten Kl. Hufeisennase auf der Insel Herrenchiemsee auf das Vorhandensein von schwärmenden Mücken angewiesen. Eine jüngst wiederentdeckte Fledermaus aus Mitteleuropa aus der Gattung *Pipistrellus* (Zwergfledermäuse) erhielt als Namen auf Grund der Nahrungsgewohnheiten den Namen "Mückenfledermaus" (*Pipistrellus pygmaeus* (LEACH 1825), s.a. BRAUN & HAUSSLER 1999). Die Bedeutung der Culiciden-

Larven als Nahrungsgrundlage zeigt sich bei Fischen, so nimmt eine Rotfeder in 12 Stunden 1000 Mückenlarven auf.

In Fehlzeiten von Culiciden- und Chironomiden-Larven werden von den Prädatoren (Wassermilben, Wasserspinnen, Jungfische, Larven von Libellen, Larven + Imagines von Wasserwanzen und Wasserkäfern) andere Tiergruppen als Nahrungsorganismen angenommen, die vorher verschont blieben. Der Räuber-Druck erhöht sich auf die Gesamtpopulationen. Nahrungsdefizite auf einer Seite (Verlust der Stechmückenmassen) werden von den Freißfeinden ausgeglichen, die auf andere möglicherweise besonders gefährdete und bedrohte Tiergruppen ausweichen. Auch deutliche Nahrungsdefizite und Entwicklungsstörungen von Predatoren sind nachgewiesen. Es unterscheiden sich die räuberischen Gewässerbewohner in ihrer Fähigkeit, auf andere Nahrungsorganismen ausweichen zu können. Zwischen verschiedenen Räuberarten kann es zu interspezifischen Reaktionen kommen ebenso wie intraspezifische Interaktionen zwischen Individuen einer Art, die sich um weniger Beute streiten müssen.

Populationsdynamische Einflüsse zeigt nur HERSEHEY et al. (1998) in seiner Langzeitstudie auf, die bisher einzig dasteht. Hierbei ist einschränkend hinzuzufügen, daß die hier vorgenommene Dauerbehandlung mit Bti-Wirkstoff in keiner der vorgesehenen Bekämpfungsflächen Deutschlands angestrebt wird (s.o.).

3.3 Einfluß durch Art der Applikation

Neben den Sekundäreffekten der Trägersubstanzen beinhaltet auch der Einsatz von Hubschraubern, aber auch die Handapplikation in jedem Kleingewässer gewisse Risiken. So reagieren etwa Wiesenbrüter empfindlich auf den niedrig fliegenden Hubschrauber, wobei die Einsatzzeit im Sommer eine Rolle spielt. In diesen Zeiträumen (Juli : Brut- und Fütterungszeit) führen diese meist Junge, die nach Flucht der Eltern zurückgelassen werden. Optimale Flughöhe liegt bei 20 m über dem Boden, größere Flughöhe bedingt höhere Präparatekonzentration. Handapplikationen, sollen diese effektiv sein, müssen an möglichst vielen Kleingewässern durchgeführt werden, was zu flächendeckenden Störungen führt.

4. Untersuchungen und Erfolgskontrollen

Die bereits erwähnten zum Bti-Einsatz begleitend durchgeführten Freilanduntersuchungen können in keinem Fall die Bedenken zum Einsatz ausräumen, da direkte wie indirekte Schädigungen der Glieder der jeweiligen Lebensgemeinschaft nicht ausgeschlossen werden können. So zeigen nicht nur die Langzeitstudien von HERSEHEY et al. (1995, 1998) die biozönotische Wirkung auf, sondern auch die von FILLINGER (1998). Letztere weist zwar beständig auf die vorsichtige Handhabung mit dem Bti-Wirkstoff ebenso wie auf mögliche Auswirkungen insbesondere auf Chironomiden hin, vermeidet jedoch eine direkte quantitative Auswertung und weicht auf Laborergebnisse aus. Die Sensibilität gegenüber dem Wirkstoff erscheint im Freiland

deutlich erhöht (Individuendichten, inter- und intraspezifische Reaktionen). Bei dieser Untersuchung ist die Methodik zur Erfassung der Limnofauna (Photoelektoren) ebenso ungeeignet, wie die Schöpfmethode von SIEBECK (1997) im Bereich der Überschwemmungsflächen des Chiemsees, da alle besonders mobilen meist räuberischen Organismen sich durch fehlende Emergenz oder Flucht der Erfassung entziehen. Aussagen von SIEBECK (1997), daß im Überflutungsbereich nur Stechmücken, Zuckmücken, Wasserflöhe und sehr wenige Eintagsfliegenlarven leben (betroffene Gruppen) konnten durch eigene Aufsammlungen widerlegt werden. So fanden sich in Überschwemmungsbereichen im Einzugsbereich des östlichen Chiemseeufers, die im Jahre zuvor (1997) mit Bti-Wirkstoff (Hubschraubereinsatz) behandelt wurden, eine weitaus größere Artendichte, als die Begleituntersuchung von SIEBECK (1997) gefördert hat (Tab. 2). In den Riedzonen zeigt sich eine ausgewogene Lebensgemeinschaft in der die Prädatoren die Mückenpopulationen regulieren. Demgegenüber sind flache Pfützen im Umfeld landwirtschaftlicher Anwesen von Stech- und Zuckmücken deutlich dominiert (Probenahmegewässer 6 und 7). Eine Bestandsaufnahme der Limnofauna im Ampermoos, nördlich des Ammersees nach den Pfingsthochwasserständen 1999 (BURMEISTER 1999) zeigte ähnliche Verhältnisse, vor allem aber waren die Gewässer nur sehr gering mit Stechmücken besiedelt, für die eine Bekämpfung mit Bti vorgesehen wurde.

Die Ausführungen der Arbeitsgemeinschaft für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg (1997) sowie die Untersuchungen von FILLINGER (1998) zeigen deutlich, daß auch Vergleiche zwischen verschiedenen Lebensräumen etwa den Rheinauen und dem Einzugsbereich des Bodensees nicht möglich sind. Auf der einen Seite dominieren Waldhabitats im Überschwemmungsbereich mit weitgehend definierbaren Wasserflächen, die in Seeüberschwemmungsflächen oder Grundwasserdruckgewässern mit offenen Seggenrieden oder Röhrichten fehlen. Darum lassen sich Erfahrungen mit Bekämpfungsmaßnahmen ebenfalls nicht übertragen. Diese liegen im Bereich des Chiemsees, in dessen Einzugsgebiet 1997 eine Bekämpfung stattfand, nicht vor, da die Begleituntersuchungen in keiner Weise den Ansprüchen genügen (Vergleich der Teilbereiche s. FILLINGER 1998). Aus diesem Grund sind Bekämpfungsmaßnahmen ohne Kenntnis der betroffenen Lebensgemeinschaft strikt abzulehnen, die "Vorschläge zur Optimierung der Bekämpfungsstrategie im Hinblick auf eine größtmögliche Schonung der Chironomidenzönosen" (FILLINGER 1998) weisen auf die Problematik im bisher bestuntersuchten Bereich hin.

Erfolgskontrollen zur Eindämmung der Culiciden nach Bti-Behandlungen sind bisher nur im Gewässer als Siedlungsraum der Larven durchgeführt worden, nicht jedoch durch Stichaktivitätsmessungen (vorher - nachher). Erst diese könnten Erfolg signalisieren und in den betroffenen Regionen die große Bedeutung der überall vorhandenen Hausmücken (*Culex* sp.) relativieren. Für die Bevölkerung ist Stechmücke = Stechmücke nicht jedoch für die Besiedlung der Überschwemmungsbereiche

von Seen und der Auwaldzonen. FILLINGER (1998) zeigt in den Untersuchungsjahren 1995-1997, daß die Dynamik in den hydrologischen Bedingungen dermaßen gravierend sind, daß sich weitgehend eine Culiciden-Bekämpfung erübrigt hat. Zudem wird gefolgert, daß diese Dynamik größer war als die Wirkungen durch Bekämpfungsmaßnahmen (Ausfall von Populationsanteilen), eine sehr gewagte Feststellung, da selbst nach kleinräumiger Bti-Ausbringung (Tests) einzelne Arten ausgeblieben sind. Hierbei wird auch nur die Quantität gegeneinander abgewogen, nicht die Qualität. Letztere kann bei fehlenden Kontrollstudien unerkannt zum Ausbleiben seltener Faunenelemente führen.

Eine konsequent begleitende Untersuchung zur Ermittlung der Limnofauna in den mit Bti-Wirkstoff zu behandelnden Gewässern mit Konzentrationsmessungen und begleitender Kontrollenerhebung sowie der Bestimmung der Mortalitätsraten aller Organismen, der Reaktion auf den Ausfall der Mückenlarven der übrigen Organismen der Kleinlebensräume über einen größeren Zeitraum hinweg, der Beobachtung des Verhalten dieser Tiere (Freßaktivität, Häutungsabläufe, Verpuppung, Emergenz, Reproduktionsfähigkeit) im Freiland fehlen bisher vollständig.

5. Naturschutz und natürliche Vorbeugung

5.1 Einsatz in Schutzgebieten

Schutzgebiete dienen dem Erhalt der ansässigen Lebensgemeinschaft, d.h. aller seiner Mitglieder. In Naturschutzgebieten und geschützten Landschaftsteilen hat die Erhaltung der gerade für diese jeweils typischen Artengemeinschaft oberste Priorität. Hierzu gehören auch die zeitweise dichten Mückenpopulationen. Entgegen anderslautenden Äußerungen ist in den Ökosystemen die Bedeutung jedes Gliedes nicht bekannt und auch nicht voraussehbar. Dennoch ist das Potential abzuschätzen, so auch das der Mücken als Nahrungsgrundlage für zahlreiche andere Arten. Die zur Diskussion stehenden (1999) Gebiete im Überschwemmungsbereich des Chiemsees, des Simsees, der Auzonen an der Amper, dem Ausflußbereich des Ammersees etc. besitzen alle landesweite Bedeutung. Zudem wird ein Großteil dieser Areale besonders auf Grund seiner Naturnähe geschätzt, in dem die anthropogenen Beeinflussungen so gering als möglich erfolgen. Die Bekämpfung eines Teils der dort ansässigen Lebensgemeinschaft mit unvorhersehbaren Folgen für deren Gesamtheit widerspricht den Schutzzielen und zeigt auch deutlich ethische Unvereinbarkeiten auf.

Schutzgebietsgrenzen sind künstlich und beinhalten meist keine ausreichenden Pufferzonen. Darum unterliegen diese Gebiete einem erhöhten Invasionsdruck, da naturnahe Lebensräume außerhalb fehlen und die Tiere und Pflanzen zunehmend ihre angestammten Lebensräume aktiv oder passiv verlassen und in den Schutzräumen Fuß zu fassen versuchen. Dies gelingt meist durch die bereits vielfach geschwächte angestammte Schutzgebietsbiözönose.

Tabelle 2

Arteninventar der Überschwemmungsbereiche am Chiemsee (7.8.1998, Wasserstand 24 cm über Mittelwasserlinie) - teilweise Flächen, die im Jahr vorher mit Bti behandelt wurden (s. Kartenausschnitt).

+ - Einzelfunde, vereinzelt bis selten; o - häufige Nachweise; • - sehr häufige Nachweise, z.T. "massenhaft". Aquatische Insekten: I - Imagines, L - Larven, P - Puppen. %* - Prozentanteil der Tiergruppe. B - Nahrungsbindungstyp: c - carnivor, d - detritivor, p - phytophag.

Taxa / Arten	Fundorte								%*	B
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Turbellaria									1	c
gen. sp. (* Kokon)	+			o						
Annelida - Oligochaeta									2	
Tubificidae gen. sp.	+		o	•	•	o		•		d
Lumbricidae gen. sp.				o						d
Annelida - Hirudinea									-1	
Helobdella stagnalis					+					c
Mollusca - Gastropoda									8	
Viviparus contectus Juv.	+									p
Bithynia tentaculata				o						p/c
Valvata cristata						o				p
Stagnicola corvus	o		+			o				p/d
S. palustris					+					p
Radix ovata			+	o						p/d
Galba truncatula				o						p
Planorbis planorbis								•		p
Bathymphalus contortus	o				o			+		p
Planorbis planorbis				o						p
Anisus spirorbis				+						p
A. vortex					•					p
Gyraulus albus					+					p/d
Segmentina nitida								+		p
- Eipaket	o									
Mollusca - Bivalvia									5	
Sphaerium corneum	o							o		p/d
S. nucleus (?)								+		p/d
Pisidium milium	o		+	+						p/d
P. conventus (?)					+					p/d
P. personatum	o		o	•						p/d
P. casertanum			o	o	o					p/d
Pisidium sp.				•	o					p/d
Dreissena polymorpha			+							p/d
Acari									-1	
Hydracari gen. sp.		+		+			+			c
Crustacea - Cladocera									17	
gen. sp. + Ephippien	•		o	o	o		•	•		p/d
Crustacea - Ostracoda									9	
gen. sp.				o		+	•			p/d
Crustacea - Isopoda									2	
Asellus aquaticus	•	o	•					+		d
Crustacea - Amphipoda									1	
Gammarus roeseli				o	o					d
INSECTA										
Ephemeroptera									3	
Cloeon dipterum L.	o			•	+	o	+			p/d
Centropilum luteolum L.				o						p/d
Caenis luctuosa L.				+						p/d
Caenidae gen. sp. L.				+						p/d
Plecoptera									-1	
Nemoura sp. L.			+							p/d
aquat. Heteroptera									2	
Sigara striata I.				o						p
Sigara falleri I.				+						p
Sigara sp. L.				•						p
Micronecta minutissima I.				o						p
Microvelia reticulata I.	+									c/d
Gerris lacustris I.				o						c
Gerris sp. L.				o						c
Saldula sp. I.			+							c
Coleoptera									6	
Haliphys sp. L.							+			p/c
Agabus melanarius I.	+									c
Agabus affinis I.							+			c
Agabus sp. L.				+						c
Colymbetes fuscus L.	+									c
Rhantus sp. L.	+			o						c
Hydaticus sp. L.		+		+						c
Hyphidrus ovatus L.								+		c
Coelambus impressopunctatus I./L.				+			+			c
Guignotus pusillus I./L.						o	+			c
Hydroporus palustris I.	•	•	+							c
Hydroporus incognitus I.	+									c
Hydroporus angustatus I.	o									c
Hydroporus marginatus I.							+			c

Taxa / Arten	Fundorte								%*	B
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Hydroporus rufifrons I								o		c
Hydroporus sp. L.				+	o					c
Anacaena lutescens I.			+					+		d/p
Helophorus brevipalpis I.								o		d/p
Hydraena bohemica I.			+					+		d/p
Laccobius minutus I.				+	o					d/p
Enochrus sp. L.					+					d/c
Cyphon sp. L.	•	•						•		d
Microcara testacea L.	o									d
Oulimnius sp. L.				•						d/p
Trichoptera									2	
Agralytes sp.					+					d/p
Oecetis ochracea I.	+			+						p/d
Myzosticta azurea I.				+						p/d
Leptoceridae gen. sp. L.				o						p/d
Tinodes waeneri L.				+						c
Molanna angustata L.				o	+					p/d
Diptera									40	
Chironomidae gen. sp. L.	o	+	o	•	•	•	•	o	30	p/d
Chironomidae gen. sp. Puppen	+			o	•	•	•			-
Ceratopogonidae gen. sp. L./P.				•	o			+		p/c
Sciariidae gen. sp. I.	+									p/d
Tipulidae gen. sp. L.				o				+		p/d
Culicidae gen. sp. L.	o	+	o	•	•	•	•	o	8	p
Culicidae gen. sp. Puppen				o	+	+				-
Tabanidae gen. sp. L.										d/p
Hemiptera pluvialis I.	o	+	+							
Chrysops sp. I.				+						
Ephydriidae gen. sp. L./P.	+									p/d
Teleostei									1	
Cyprinidae gen. sp. juv.					o					p/c

	Fundorte								%*	
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Individuenzahl										
Anteil an der Gesamtfau										
- Culicidae (Stadien)	2	0	1	2	12	28	5	2		
%										
übrige Nematocera										
- (spez. Chironomidae)										
%	2	0	2	8	20	62	58	2		
Cladocera										
- an der Gesamtfau										
%	18	0	4	2	1	0	30	30		



Der Einsatz von Bti-Wirkstoff war bisher in den Überflutungsbereichen der Seen (Chiemsee), die mit dem See direkt in Kontakt stehen untersagt (Umweltministerium, LfU, LWW), da hier die Fischbrut sich entwickelt und die Mückenlarven wesentlichste Nahrungsgrundlage darstellen, aber auch die Fischbrut nachweislich durch Bti-Wirkstoff (Trägersubstanzen?) geschädigt wird. Der Einsatz in Naturschutzgebieten (Zuständig: Oberste u. Obere Naturschutzbehörde) sollte sich von selbst verbieten, da der Einsatz hier eine grundsätzliche Störung (Eingriff) in die zu schützende Biozönose darstellt (Schutzgebietsverordnung). Auch die ehemaligen 6 D Flächen (zuständig: Landratsamt) haben in ihren Zielen den Schutz der Lebensgemeinschaft eingebunden! Der Einsatz von Stechmücken-Bekämpfungen mit Bti führt in jedem Fall zu einer Beeinträchtigung des Lebensraumes in seiner gesamtheitlichen Funktion bzw. der Lebensgemeinschaft. Auf Grund des fixierten Status der FFH-Gebiete ist darum ein Einsatz dort ein eklatanter Verstoß gegen den Schutz und damit zur europaweit formulierten Konvention. Es sollte in keinem Fall zur Gewohnheit werden, daß wir den Verlust von Arten oder Individuenreichtum als Bausteine einer Lebensgemeinschaft billigend in Kauf nehmen. Ausnahmetatbestände von diesen Regelungen sind nicht zu erkennen, da Personen selbst Praeventionen gegen Stechmücken ergreifen können (s.u.). Ausfälle im Tourismus, der in gefährdete Räume expandiert ist, können nicht Bekämpfungen begründen ('Zuerst war die Mücke und dann der Mensch'!)

Der erpresserische Versuch in der Aussage, "nur wenn die Naturschutzgebiete (am Chiemsee) in die Bekämpfungsmaßnahme einbezogen werden, hat die gesamte Maßnahme überhaupt nur eine Erfolgsaussicht" ist grundsätzlich abzulehnen. Wird die Bastion des Naturschutzes und seines Auftrages aufgeweicht, werden zukünftig andere Interessengruppen die Zielvorgaben des Naturschutzes bestimmen. Im Bereich des Bodensees, der ähnlichen Bedingungen wie die Seen im bayer. Voralpenland unterliegt, wurde nach Stellungnahmen eine Bekämpfung aufgesetzt.

Es erscheint als Widersinn, wenn der Freistaat Bayern auf Grund der Nicht-Einhaltung der FFH-Richtlinie zur Ausweisung von Schutzgebieten gegenüber der EU eine Strafe in Kauf nehmen muß, gleichzeitig aber den Schutzstatus der zu wenigen Schutzgebiete durch Zulassung von Bekämpfungsmaßnahmen aufweicht. Zudem findet Naturschutz vor der eigenen Haustüre statt nicht vor der des Nachbarn!

Ein Aspekt, der bisher in den Diskussionen nicht aufgegriffen worden ist, ist die Bedeutung der Stechmücken für den Schutz der Lebensräume wie Auwaldgebiete und Überschwemmungsflächen, Kleinseggenriede und Röhrichte, die besonders gefährdet und schützenswert sind. Die Stechmücken verhindern den zu starken Besucherstrom in die Schutzgebiete und sorgen so mit für den Erhalt der Biozönose. Gleiche Schutzfunktion geht von den stechenden Tsetse-Fliegen für die Savannengebiete Ostafrikas aus (z.B. Serengeti).

5.2 Praeventionen

"Haben die Stechmücken oder die Menschen ihr Territorium ausgedehnt oder ihr Verhalten geändert?" Gerade in jüngster Zeit führen Wohngebietsausweisung (billiger Grund), Freizeittourismus zu jeder Zeit an jedem Ort (Machbarkeitswahn !), bis zur Installierung von Biergärten und Zeltplätzen in "gefährdeten" Gebieten zu einer Konfliktsituation. Im Nachhinein nach der Etablierung neuer Tourismuszentren in bisher gemiedenen Gebieten werden Wirtschaftsinteressen geltend gemacht, die eine Bekämpfung der ansässigen Plagegeister fordern. Das Standbein Tourismus in Gebieten mit vermehrtem Auftreten von Stechmücken ist und bleibt ein Risiko und Einbußen im stets geförderten Tourismus sind mit dem zeitweisen Massenwechsel der Culiciden korreliert. Präventionen wie Fliegengitter, Trockenlegung von Sommerpfützen, Verhinderung von Eutrophierung in gefährdeten Gewässern (Düngereinschränkung), Vermeidung offener Kleingewässer im Wohnbereich (Culiciden - *Culex* sp. gerade auch hier häufig), Abdeckung von Regentonnen, Duftkerzeneinsatz und Aktivitätsminderung von Personen gegen abend sind offensichtlich in Vergessenheit geraten (Einschränkungen des Machbarkeitswahn). Auch die Freilandhaltung von Rindern hat einen mäßigen Einfluß auf die Flug- und Stichaktivität der Stechmücken. Die Wahl von touristisch genutzten Arealen als potentielle Kontaktzonen zwischen Mensch und Plagegeist sollte sehr viel gründlicher erfolgen. Die Massenwechsel selbst in besonders belasteten Zonen wie den Rheinauen zeigen, daß es keine Kontinuität der Kalamitäten gibt und darum auch nicht von einem Dauerzustand gesprochen werden kann (FILLINGER 1998).

5.3 Gesundheitliche Probleme

Nach einhelliger Meinung der Mediziner bestehen keine gesundheitlichen Risiken durch Stechmücken (ASPÖCK 1996). In unseren Breiten sind Massenstiche nicht bekannt (s. Skandinavien), die durch Fremdeiweißreaktionen zum anaphylaktischen Schock führen können. Die Möglichkeit der Übertragung von Arboviren ist verschwindend gering. Auch "Tropenkrankheiten" wie Malaria oder Gelbfieber, Malaria bis Anfang dieses Jahrhunderts noch in Deutschland verbreitet (keine Bekämpfung aber Ausrottung !), sind unwahrscheinlich, da ein Reservoir infizierter Personen vorhanden sein muß. Allergische Reaktionen sind wie bei allen Natur- und Kunststoffen nicht auszuschließen. Allergiker sollten demnach bestimmte Verhaltensmaßnahmen beachten bis hin zur Wahl des Wohnortes. Besonders hervorzuheben sind hier jedoch Simuliidenstiche, die vielfach fehlinterpretiert werden. Die Antikörperreaktionen nach Stichen erhöhen bei einem Großteil der Bevölkerung eine Immunreaktion mit Desensibilisierung. Die Vision von Gesundheitsgefahren rechtfertigen in keiner Weise eine Bekämpfungsmaßnahmen.

4. Abschließende Bemerkungen

Die Möglichkeit der Bekämpfung von Stechmücken mit spezifischen Mitteln, die ausschließlich Stechmücken-Larven abtöten, wobei die Wir-

kung auf die übrige Fauna vielfach verschwiegen wird, setzt die Hemmschwelle gegenüber einer Zulassung der Maßnahme stark herab. Darum sollten vor jedem Einsatz die Risiken für die übrige Organismenwelt aufgezeigt und offen diskutiert werden. Die Einflüsse auf die gesamte Lebensgemeinschaft nach Einsatz von Bti-Wirkstoff mit den Trägersubstanzen sind nicht abschätzbar aber in jedem Fall vorhanden. Der Konflikt zwischen wirtschaftlichen Interessen vor allem in expandierenden Erholungsgebieten mit den dort ansässigen Stechmücken, die durch Überdüngung der Flächen noch gefördert werden, ist offensichtlich, zwingt allerdings zum Nachdenken. Die Konfliktzonen haben sich durch expandierende Aktivitäten im Freizeittourismus, der Siedlungsraumschließung und dem Konsumverhalten großer Personenkreise ausgeweitet. Der Dauerkonflikt 'Ökologie gegen Ökonomie' muß hier in jedem Fall entschieden werden, wobei die Ökologie bisher trotz gegenteiliger Beteuerungen immer unterlegen ist, was im gesamteuropäischen Rahmen nicht mehr billigend hingenommen wird. In die Denkphase sollte zum Schutz der Natur, die die Erholungssuchenden hier schätzen, zu der aber auch die Stechmücken gehören, eine Begrenzung des Machbarkeitswahns vorgenommen werden. Dem Streben "Alles an jedem Ort zu jeder Zeit tun zu können" muß der Schutz der Natur übergeordnet sein. Die Stechmücken, Lebensgrundlage zahlloser Glieder der natürlichen und naturnahen Lebensgemeinschaft haben ihren Platz im Gesamtgefüge, vernichten wir sie auch nur lokal, verzichten wir auf einen Teil unserer Lebewelt. Bekämpfungen führen vielfach zur Massentwicklung gerade des Organismus, den es zu bekämpfen galt, da die Regulatoren mit vernichtet wurden. Da im gemäßigten Mitteleuropa von den Stechmücken kein Gesundheitsrisiko ausgeht ist eine Akzeptanz unter Wahrung von Vorbeugungen gegen die Stichaktivität, vom Verzicht auf übermäßige Düngung bis zum Fliegengitter vor dem Fenster, möglich.

6. Literatur

- ALI, A., (1981): *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* against Chironomids and some non-target aquatic Invertebrates.- J. Invert. Pathology 38, 264-272.
- ANONYMUS, (1999): Schlechte Nachrichten - Gefährliche Bakterie . - Illustrierte Wissenschaft 9 (1999), 15.
- ASPOCK, H., (1996): Stechmücken als Virusüberträger in Mitteleuropa.- Nova Acta Leopoldiana NF 71 (292), 37-55.
- BACK, C.; J. BOISWERT, J.O.; LACOURSIERE, G.; CHARPENTIER, (1985): High-dosage treatment of a Quebec stream with *Bacillus thuringiensis* Serovar. *israelensis*- efficacy against black-fly-larvae (Diptera: Simuliidae) and impact on non-target insects.- Canadian Entomologist 117, 1523-1534.
- BECKER, N., (1993): Wissenschaftliches Begleitprogramm zur biologischen Stechmückenbekämpfung (für Hessen).- 1993 unpubliziert.
- BECKER, N., (1997): Microbial Control of Mosquitoes: Management of the Upper Rhine Mosquito Populations as a Model Programme.- Parasitology Today 13 (12), 485-487.
- BECKER, N., (1999): Einsatz von Bti-Präparaten zur Stechmückenbekämpfung aus der Sicht der KABS.- Vortrag - 2. Simsee-Konferenz, Stephanskirchen, 22.10.1999.
- BECKER, N.; P. GLASER,; H. MAGIN (1996): Biologische Stechmückenbekämpfung am Oberrhein. 20 Jahre Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage.- KABS Ludwigshafen, Selbstverlag, 128 pp.
- Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg (1997): Stechmücken am Bodensee - Stellungnahme zum Bekämpfungskonzept.- unveröffentlichter Bericht.
- BRAUN, M. & U. HAUSSLER, (1999): Funde der Zwergfledermaus-Zwillingsart *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1925) in Nordbaden.- Carolina 57, 111-120.
- BURMEISTER, E.-G., (1999): Nach der Hochwasserkatastrophe die Mückenplage? - Haben wir es verlernt mit "Insektenplagen" umzugehen? - Der Kembeißer (LBV) Heft 99 (2), 24-25.
- _____ (1999): Einsatz von Bti-Präparaten zur Stechmückenbekämpfung aus der Sicht des Naturschutzes.- Vortrag - 2. Simsee-Konferenz, Stephanskirchen, 22.10.1999.
- _____ (1999): Stechmückenbesiedlung in Restgewässern des Ampermooses nördl. Inning a.Ammersee (Bavaria) nach dem Pfingsthochwasser 1999 (Diptera, Culicidae).- Ber. ANL (23, S.145-152).
- _____ (2000): Stechmücken, mit Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) bedenkenlos bekämpfen? - Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 43 (2), 48-55.
- CHARLES, J.-F.; H. de BARJAC, (1981): Histopathologie de l'action de delta-endotoxine de *Bacillus thuringiensis* var *israelensis* sur les larves d'*Aedes aegypti* (Dipt. Culicidae).- Entomophaga 26, 203-212.
- CHARLES, J.-F.; H. de BARJAC, (1983): Action des cristaux de *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* sur l'intestin moyen des larves de *Aedes aegypti* L., en microscopie électronique.- Ann. Microbiol. (Inst. Psteur), 134A, 197-218.
- ELLAR, D.J.; B.H. KNOWLES, F.A. DROBNIEWSKI, M.Z. HAIDER, (1986): The insecticidal specificity and toxicity of *Bacillus thuringiensis* delta-endotoxine may be determined respectively by an initial binding to membrane-specific receptors followed by a common mechanism to cytolysis. In: SAMSON, VALK, PETERS (eds.): Fundamental and Applied Aspects of Invertebrate Pathology, Proceedings of the 4th Int. Colloquium on Invertebrate Pathology, Wageningen, 7-11.
- FILLINGER, U. (1998): Faunistische und ökotoxikologische Untersuchungen mit B.t.i. an Dipteren der nördlichen Oberrheinauen unter besonderer Berücksichtigung der Verbreitung und Phänologie einheimischer Zuckmückenarten (Chironomidae).- Diss. Univ. Heidelberg, 449 pp.

- FORTIN, C.D.; D. LAPONTE, G. CHARPENTIER, (1986):
Subsceptibility of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to a liquid formulation of *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* (Teknar) used for blackfly control. *Canad. J. Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1667-1670.
- GILL, S.S.; E.A. COWLES, P.V. PIETRANTONIO, (1992):
The mode of action of *Bacillus thuringiensis* endotoxins. *Annu. Rev. Entomol.* 37, 615-636.
- HERSHEY, A.E.; L. SHANNON, R. AXLER, C. ERNST, P. MICKELSON, (1995):
Effects of methoprene and Bti on non-target insects.- *Hydrobiologia* 308, 219-227.
- HERSHEY, A.E.; A.R. LIMA, G.J. NIEMI, R.R. REGAL, (1998):
Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (BTI) and Methoprene on non-target Macroinvertebrates in Minnesota Wetlands.- *Ecological Applications* 8, 41-60.
- HILBECK, A. (1999):
Agrarökologische Aspekte beim Anbau insektizider, transgener Pflanzen.- Jahrestagung der D.G.a. a.E, Basel, Vortrag (Abstract im Tagungsband S. 7).
- HOFTE, H.; H.R. WHITELEY, (1989):
Insecticidal crystal proteins of *Bacillus thuringiensis*.- *Microbiol. Rev.* 53, 242-255.
- IGLTHALER, D. (1999):
Die Auswirkungen von *Bacillus thuringiensis israelensis* auf Nicht-Ziel-Organismen - Eine Zusammenfassung und Auswertung bisher durchgeführter Untersuchungen.- Dipl.Arbeit Univ. München, 91 pp.
- JACKSON, J.K.; B.W. SWEENEY, T.L. BOTT, J.D. NEWBOLD, L.A. KAPLAN, (1994):
Transport of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and its effect on drift and benthic densities of macroinvertebrates in the Susquehanna River, Northern Pennsylvania.- *Canad. J. of Fisheries and Aquatic Sciences* 41, 295-314.
- KNOWLES, B.H.; D.J. ELLAR, (1987):
Colloid-osmotic lysis is a general feature of the mechanism of action of *Bacillus thuringiensis* delta-endotoxine with different insect specificity.- *Biochem. Biophys. Acta.* 924, 509-518.
- LUTHY, P.; F. JAQUET, C. HOFMANN, M. HUBERLIKAC, M.G. WOLFERSBERGER, (1986):
Pathogenic actions of *Bacillus thuringiensis* toxin.- *Bacterial Protein Toxins*, 161-166.
- MOHRIG, W. (1969):
Die Culiciden Deutschlands - Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der einheimischen Stechmücken.- *Parasitolog. Schr. Reihe* 18, 260 pp.
- MORAWSCIK, J. (1983):
Untersuchungen zur Wirkung von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* auf aquatische Nontarget-Organismen.- *Siss. Univ. Heidelberg*, 114 pp.
- SCHNETTER, W.; S. ENGLER, J. MORAWCSIK, N. BECKER, (1981):
Wirksamkeit von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* gegen Stechmückenlarven und Nontarget-Organismen.- *Mitt. Dtsch. Ges. All. Angew. Entomol.* 2, 195-202.
- SCHMIDT, A., ca. (2001 - in Vorbereitung):
Die Bestandsentwicklung des Mausohrs *Myotis myotis* in Ostbrandenburg und ihre Widerspiegelung im Fledermauskastenbesatz der Region.- *Nyctalus (N.F.) Berlin* 7 (2001 ?).
- SIEBECK, O. (1997):
Kontrolle der Stechmückenlarvenbekämpfung mit dem B.t.i.-Wirkstoff im Sommer 1997 in den Überschwemmungsgebieten um den Chiemsee und wissenschaftliche Begleituntersuchungen zur Frage möglicher Auswirkungen auf andere Wasserorganismen.- 1997 unveröffentlicht.
- WIPFLI, M.S.; R.W. MERRIT, W.W. TAYLOR, (1994):
Low toxicity of the blackfly larvicide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to early stages of brook trout (*Salvelinus fontinalis*), brown trout (*Salmon trutta*), and steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) following direct and indirect exposure.- *Canad. J. of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 1451-1458.
- YIALLOUROS, M.; V. STORCH, N. BECKER, (1999):
Impact of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on Larvae of *Chironomus thummi thummi* and *Psectrocladius psilopterus* (Diptera: Chironomidae).- *Journal of Invertebrate Pathology* 74, 39-47.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Ernst-Gerhard Burmeister
Zoologische Staatssammlung
Münchhausenstr. 21
81247 München

Gewässerökologisch-naturschutzfachliche Untersuchung des Tiefenbaches bei Neuötting

Oskar DEICHNER und Francis FOECKLER

Abstract

The presented study gives a randomly sampled overview of the aquatic macroinvertebrate fauna, the biological and chemical water quality and a conservational assessment of the Tiefenbach north of Neuötting in Upper Bavaria. Surely a more intensive sampling programme over a longer period of time covering at least all seasons of the year would document more animal- and plant-species including further seldom and endangered species of the Red Lists.

Altogether the Tiefenbach, having its source on the Kaisersberg, is a very valuable groundwater fed stream both from an ecological as from a conservational point of view. According to RIECKEN et al. (1994) this biotope-type is considered as "strongly endangered". The high value of the Tiefenbach lies in its natural structure and its high chemical water quality enabling its colonization by characteristic aquatic macroinvertebrates. The last confirming the high water quality. Most important site factors are the notch valley situation (see photographs) with (ground-) water permeable substrate (mainly gravel), the high groundwater supply and the surrounding beech woods.

1. Einleitung

Kleine Bäche unterschiedlicher Wasserführung sind von großem biologisch-standörtlichen Interesse, sowohl aus wissenschaftlicher als auch naturwissenschaftlicher Sicht (FOECKLER & BOHLE 1991). In der vorliegenden Untersuchung wird der Tiefenbach, ein naturnaher Waldbach am Kaisersberg nördlich Neuötting am Inn (Oberbayern) gewässerökologisch untersucht und beurteilt. Hierzu wurden an 5 Probestellen anhand von Wasserwirbellosen-Aufsammlungen und gewässerchemischen Messungen eine gewässerbiologische und -chemische sowie eine naturschutzfachliche Analyse und Bewertung durchgeführt.

2. Untersuchungsgebiet

Der Tiefenbach liegt in einem Kerbtal (s. Foto 1) nördlich des Kaisersberges bei Eisenfelden, Landkreis Altötting, und wird von 3 Nebenbächen gespeist. Der Quellbereich des Tiefenbaches mit einem Nebenarm liegt nördlich des Kaisersberges. Südöstlich dieses Berges entspringt ein zweiter Nebenarm (vgl. TK 7742, Bayerisches Landesvermessungsamt). Geologisch tritt nördlich von Neuötting

in der dort liegenden Steilstufe Tertiär des Molassebeckens zutage. Die hier vorhandenen Sedimente gehören der sogenannten Oberen Süßwassermolasse an. Im Untersuchungsgebiet sind die Schichtglieder Sarmat II (= Südlicher Vollschorer) und die Hangend-Serie (Sande, Tone, Mergel) aufgeschlossen.

Im wesentlichen liegt das Untersuchungsgebiet auf einem Höhenrücken mit einer maximalen Erhebung von ca. 470 m ü. NN. Nordöstlich und südöstlich liegen zwei Gräben, die in den Tiefenbach münden. Die beiden nordöstlich und südöstlich anschließenden Täler vereinigen sich mit dem Bach südwestlich von Pistor in einem Tal, das nach Burg hinaus führt. Nördlich des Untersuchungsgebietes befinden sich bei Pistor und Eck (> 490 m ü. NN) und nördlich von Berg (485 m ü. NN) die höchsten Erhebungen. Im Süden schließt sich nach dem Kaisersberg (477 m ü. NN) der Steilabfall zu den Innterrassen (370 m ü. NN) an.

Der mit Nebenarmen nur ca. 3,5 Kilometer lange Tiefenbach mündet über einem Werkskanal und dem Reischachbach östlich von Eisenfelden in den Inn.

3. Methodik

3.1 Biologische Gewässergüte

3.1.1 Aufsammlung der Wasserwirbellosen

Im Tiefenbach selbst (Probestellen 2, 4 und 5), im Quellgebiet (Probestelle 3) und im südlich zufließenden Nebenbach (Probestelle 1) wurden am 29.10. und 11.11.1996 zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte und für die naturschutzfachliche Bewertung in Bereichen verschiedener Fließgeschwindigkeiten und unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Habitate (substratspezifisch) die aquatischen Makroinvertebraten (Wasserwirbellose) gesammelt.

Die halbquantitative Abundanzschätzung der im Gelände erkennbaren Wasserwirbellosen-Arten wurde vor Ort vorgenommen. Einzelne Exemplare dieser Tiere wurden als Belege fixiert, die restlichen freigelassen. Die Abundanzschätzung der nachträglich, anhand der in 70%igem Ethanol fixierten Individuen bestimmten Taxa wurde auf der Grundlage ihrer Anzahl und der Aufzeichnungen im Geländeprotokoll vorgenommen.

3.1.2 Determinationsarbeiten

Zur Bestimmung und Kommentierung der Wasserwirbellosen-Arten wird die für die jeweiligen Gruppen übliche Standardliteratur (siehe FOECKLER et al. 1996) verwendet. Die Bestimmung der Pisidien (Erbsenmuscheln) hat Herr Dr. M. Adler (Gomaringen) vorgenommen. Die Nomenklatur folgt der Vorgabe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (MAUCH et al. 1990).

Die Bestimmung ist in etlichen Fällen lediglich bis zur Gattung möglich. Der Vermerk cf. (confer = vergleiche) weist gegebenenfalls auf kritische Bestimmung ohne endgültige Artzuweisung hin. Alle anfallenden Proben werden als Belege aufbewahrt.

3.1.3 Biologische Gewässergütebestimmung

Bei der Gewässergütebestimmung wird methodisch nach DIN 38410, Teil 2 (DEV 1991) (vgl. FRIEDRICH 1990) und nach Vorgabe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (MAUCH et al. 1990) vorgegangen. Die Vorgehensweise ist ausführlich in MEYER (1990) beschrieben.

Zur Berechnung der Gewässergüte wurde anstelle absoluter Individuenzahlen die geschätzte Abundanz entsprechend dem üblichen Untersuchungsverfahren (vgl. MAUCH et al. 1990) aus einer sieben-stufigen Skala (s. Tab. 1) zugrunde gelegt. Dabei bedeutet:

- 1 = Einzelfund bis vereinzelt
- 2 = spärlich, mehrfach
- 3 = in mäßiger Dichte
- 4 = ziemlich dicht
- 5 = zahlreich, dicht
- 6 = sehr zahlreich, sehr dicht
- 7 = massenhaft
- L = Leerschale/Totfund

Die festgestellten Arten, ihre Häufigkeiten und die daraus errechneten Ergebnisse sind in den Tabellen 1 bis 3 aufgeführt und in Abbildung 1 dargestellt. Tabelle 1 enthält neben den Saprobie-Indices der Arten (nach Bayern- und DIN-Methode) auch die Angabe zum "Rote-Liste"-Status der Arten. Die

Fotos 1 - 8 zeigen alle Probestellen mit Beispielen ihrer Bachbettstruktur und ihrer Umgebung.

3.1.4 Naturschutzfachliche Bewertung

Zur ökologischen Charakterisierung bzw. zur naturschutzfachlichen Bewertung der Probestellen wird die Artenzusammensetzung danach beurteilt, inwieweit sie für den Lebensraum typisch ist.

Die Anzahl der an einer Probestelle nachgewiesenen Arten vermittelt einen Eindruck über die Artenmächtigkeit des betreffenden Gewässerbereiches und dient als Maß für dessen Artenvielfalt, wobei artenarme Bereiche nicht zwangsläufig von geringerem Wert sind. Es ist hierbei jeweils zu prüfen, ob es sich nicht um natürlicherweise artenarme Biotoptypen (z.B. Quellen) handelt.

Die an einer Probestelle nachgewiesenen Vertreter der einzelnen Saprobie-Stufen sind ein brauchbares Bewertungsmaß für die Naturnähe der untersuchten Fließgewässerabschnitte in Abhängigkeit von ihrer Physiographie (Gefälle, Quellnähe, Bachbettstruktur, Lage innerhalb der biozönotischen Längsgliederung der Fließgewässer zwischen Quelle und Mündung) und gibt Auskunft über die Gefährdungssituation und Schutzwürdigkeit der untersuchten Lebensräume. Als weiteres Bewertungsmaß dient das Vorkommen von Rote Liste Arten, die kommentiert werden. Die Rote-Liste-Einstufung richtet sich für Deutschland nach BINOT et al. (1998), für Bayern nach BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1992).

3.2 Chemische Gewässergüte

Zur Abschätzung der chemischen Gewässergüte des Tiefenbaches wurde an allen 5 Probestellen die chemisch/physikalischen Parameter, Fließgeschwindigkeit, Abfluß, Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, -sättigung und der BSB₅ (Biologischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen) im Gelände bzw. im Labor mit WTW-Geräten erfaßt. Anhand von Schnelltests der Fa. Merck wurden folgende Parameter gemessen: Ammonium (NH₄⁺), Nitrit (NO₂⁻), Nitrat (NO₃⁻) und (gelöstes) ortho-Phosphat (o-PO₄³⁻), Gesamthärte, Säurebindungsvermögen (SBV) und Chlorid.

Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, -sättigung, Fließgeschwindigkeit, Schüttung,

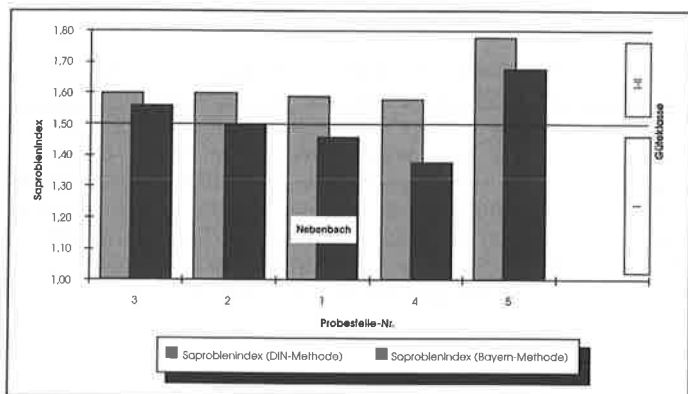


Abbildung 1

Die biologische Gewässergüte der einzelnen Probestellen im Tiefenbach-System.

Tabelle 1

Taxa- und Abundanzliste der Wasserwirbellosen im Tiefenbachsystem am Kaisersberg bei Eisenfelden. Rote Liste Status, Saprobie-Wert und Vorkommen der einzelnen Taxa. Untersuchungszeitraum: 29.10.1996 und 11.11.1996.

Abundanzklassen (nach MAUCH et al. 1990)

- 1 = Einzelfund bis vereinzelt
 2 = spärlich, mehrfach
 3 = in mäßiger Dichte
 4 = ziemlich dicht
 5 = zahlreich dicht
 6 = sehr zahlreich, sehr dicht
 7 = massenhaft
 L = Leerschale/Totdud

Probestelle		Rote List		s	s	3	2	1	4	5
lfd. Nr.	Taxon (wiss. Name)	D	Bay.		(DIN)	(Abundanzklassen)				
	TURBELLARIA (STRUDELWÜRMER)									
1	<i>Dugesia gonocephala</i>			1.5	1.6	2	2	2		
	GASTROPODA (SCHNECKEN)									
2	<i>Galba truncatula</i>			2.0		1				
3	<i>Radix peregra</i>				2.3					L
	BIVALVIA (MUSCHELN)									
4	<i>Pisidium casertanum</i>									L
5	<i>Pisidium personatum</i>					3	2	3		1
	OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)									
6	Oligochaeta			0						2
	HYDRACARINA (WASSERMILBEN)									
7	Hydracarina			0						2
	AMPHIPODA (FLOHKREBSE)									
8	<i>Gammarus fossarum</i>			1.5	1.6	6	5	7	6	5
9	<i>Gammarus roeseli</i>			2.0	2.0					5
	EPHEMEROPTERA (EINTAGSFLIEGEN)									
10	<i>Baetis spec.</i>			0						2
11	<i>Electrogena spec.</i>									1
12	<i>Electrogena quadrilineata</i>					2	2	2		
13	<i>Ephemera danica</i>			2.0	1.8					1
14	<i>Rhithrogena spec.</i>									1
	PLECOPTERA (STEINFLIEGEN)									
15	<i>Leuctra spec.</i>			1.5			2		2	
16	<i>Leuctra braueri</i>			1.0	1.4					2
17	<i>Leuctra nigra</i>			1.0	1.4				1	
18	<i>Nemoura spec.</i>			0		2	2	2	2	6
	HETEROPTERA (WANZEN)									
19	<i>Velia caprai</i>			0					1	1
	COLEOPTERA (KÄFER)									
20	<i>Agabus guttatus</i>			1.0				1		
21	<i>Helodes spec.</i>			1.5			1	2	2	2
22	<i>Laccobius minutus</i>			0					2	
	TRICHOPTERA (KÖCHERFLIEGEN)									
23	<i>Beraeamyia hrabei</i>							2		
24	<i>Ernodes vicinus/articularis</i>	2/2	2/3	1.0					2	
25	Limnephilidae			0		2				
26	Limnephilinae			0						2
27	<i>Plectrocnemia cf. conspersa</i>			0	1.5			2		
28	<i>Rhyacophila dorsalis</i>			2.0	2.0					2
29	<i>cf. Chaetopteryx villosa</i>			0				1		
	DIPTERA (ZWEIFLÜGLER)									
30	Ceratopogonidae			0			2			
31	Chironomidae			0				2		
32	<i>Dixa spec.</i>						2	1		
33	Dixidae			0						2
34	Limoniidae			0					1	3
35	<i>Ptychoptera spec.</i>					4	1	4	3	3
36	Tabanidae			0						2

Probestelle	3	2	1	4	5
Saprobienindex (DIN-Methode)	1,60	1,60	1,59	1,58	1,78
Streumaß St_PB	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02
Streumaß St_M	0,00	0,00	0,02	0,05	0,11
Anzahl Taxa mit Saprobiewert	2	2	3	2	5
Abundanzsumme	8	7	11	7	15
Gewässergüteklasse	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II
Anzahl Taxa mit s(Din) < 1,5	0	0	0	1	1
Anzahl Taxa mit 1,5 <= s(Din) < 1,8	2	2	3	1	1
Anzahl Taxa mit 1,8 <= s(Din) < 2,3	0	0	0	0	3
Anzahl Taxa mit 2,3 <= s(Din) < 2,7	0	0	0	0	0
Anzahl Taxa mit 2,7 <= s(Din) < 3,2	0	0	0	0	0
Anzahl Taxa mit 3,2 <= s(Din) < 3,5	0	0	0	0	0
Anzahl Taxa mit s(Din) >= 3,5	0	0	0	0	0
Saprobienindex (Bayern-Methode)	1,56	1,50	1,46	1,38	1,68
Streumaß St_PB	0,06	0,00	0,04	0,06	0,08
Streumaß St_M	0,11	0,00	0,08	0,11	0,15
Anzahl Taxa mit Saprobiewert	3	4	4	5	6
Abundanzsumme	9	10	12	13	17
Gewässergüteklasse	I-II	I-II	I	I	I-II
Anzahl Taxa mit s < 1,5	0	0	1	2	1
Anzahl Taxa mit 1,5 <= s < 1,8	2	4	3	3	2
Anzahl Taxa mit 1,8 <= s < 2,3	1	0	0	0	3
Anzahl Taxa mit 2,3 <= s < 2,7	0	0	0	0	0
Anzahl Taxa mit 2,7 <= s < 3,2	0	0	0	0	0
Anzahl Taxa mit 3,2 <= s < 3,5	0	0	0	0	0
Anzahl Taxa mit s >= 3,5	0	0	0	0	0
Anzahl aller Taxa	8	10	13	10	19

Tabelle 2

Biologische Gewässergüte des Tiefenbachsystems am Kaisersberg bei Eisenfelden. Untersuchungszeitraum: 29.10.1996 und 11.11.1996

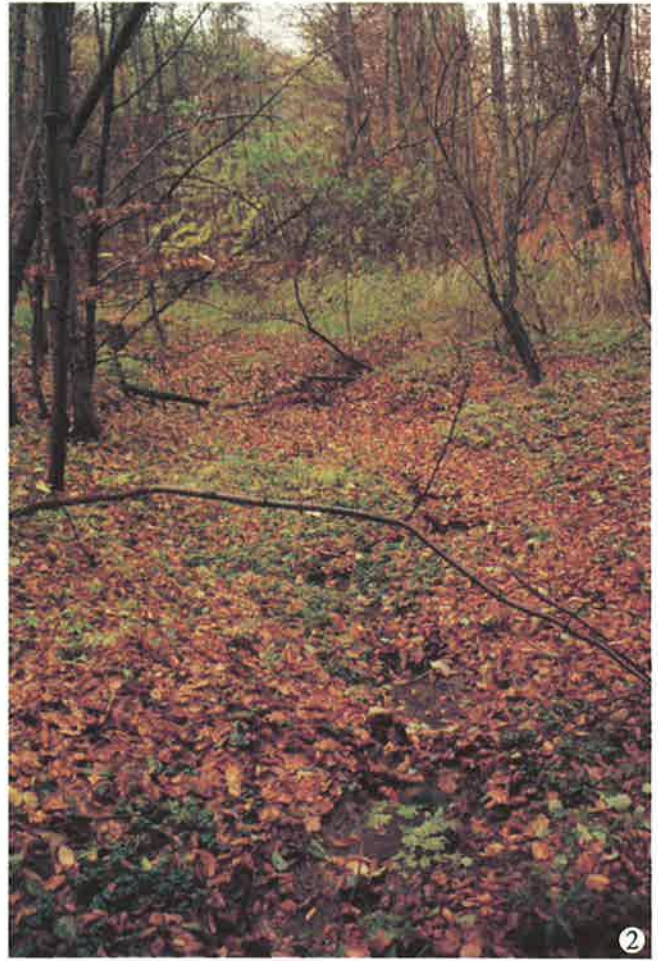
Tabelle 3

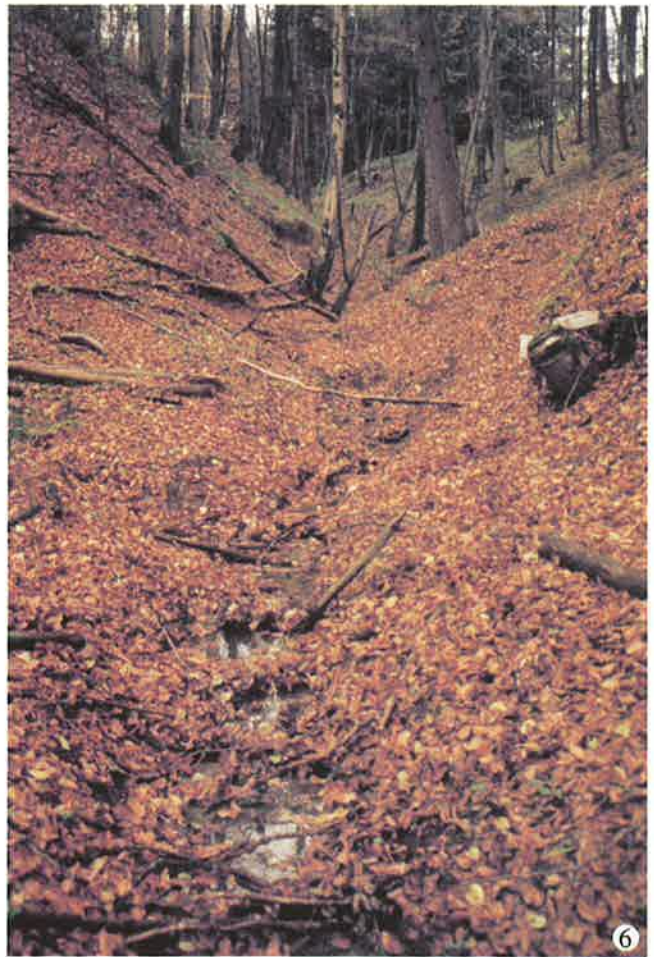
Chemische Gewässergüte und einige abiotische Parameter des Tiefenbachsystems am Kaisersberg bei Eisenfelden. Untersuchungszeitraum: 29.10.1996 und 11.11.1996

Probestellen in Fließrichtung:		3	2	1	4	5	Ø	Min	Max	+/- sx
Fließgeschwindigkeit	cm/s	10	10	5	20	20	13	5	20	8,0
Abfluß	l/s	15	15	2	50	100	36,4	2	100	39,8
Wassertemperatur	°C	9,5	10,3	9,2	9,7	6	8,9	6	10,3	1,7
pH	-	7,5	7,5	7,5	8	7,5	7,6	7,5	8	0,2
Säurebdg.verm.	mmol/l	6,1	6,1	5,7	5,6	5,7	5,8	5,6	6,1	0,2
Gesamthärte	°dH	19	18,4	20	17,4	18,2	18,6	17,4	20	1,0
BSB5	mg/l	6,3	5,1	5,8	6,4	4,7	5,7	4,7	6,3	0,7
Sauerstoffgehalt	mg/l	14	12,2	13,8	15	15	14	12,2	15	1,1
Sauerstoffsättigung	%	129	117	127	137	150	132	117	150	12,3
Nitrat	mg/l	10	5	7,5	5	10	7,5	5	10	29,6
Chlorid	mg/l	10	18	18	10	10	13,2	10	18	2,5
Leitfähigkeit	µS/cm	648	640	669	605	599	632	599	669	4,4
Nitrit	mg/l	0,04	0,06	0,01	0,02	0,16	0,058	0,01	0,16	0,06
Ammonium	mg/l	0,05	0,1	0	0	0,05	0,04	0	0,1	0,04
ortho-Phosphat	mg/l	0,046	0,046	0,43	0	0,046	0,11	0	0,43	0,18
chemische Gew.-güte	-	1,54	1,48	1,54	1,43	1,42	1,48	1,42	1,54	0,058
biologische Gew.-güte	-	1,56	1,5	1,46	1,38	1,68	1,52	1,38	1,68	0,113
chem./biol. Gew.-güte	-	1,55	1,49	1,5	1,4	1,55	1,5	1,4	1,55	0,061
chem./biol. Güteklasse	-	I - II	I	I	I	I - II	I	I	I - II	-

Legenden zu den Fotos 1 - 4:

- 1: Typische Ansicht des Kerbtals des Tiefenbaches mit seiner hohen Natürlichkeit.
- 2: Quellgebiet des Hauptnebenarmes des Tiefenbaches mit Probestelle 1.
- 3: Probestelle 2 unterhalb eines kleinen künstlich angelegten Wehres.
- 4: Rückstaubereich des künstlich angelegten Wehres (vgl. Foto 3)





Gesamthärte und SBV (v.a. anhand von den Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalten des Wassers) beschreiben die natürlichen chemisch/ physikalischen Verhältnisse im Gewässer. Sie sind teils geologisch bedingt, teils vom Gelände bestimmt und prägen den Lebensraum Wasser neben den abiotisch/biotischen Strukturen auf natürliche Weise.

Die Gehalte (mg/l) an NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- und o-PO_4^{3-} lassen Aussagen über anthropogene Einflüsse zu, die einerseits direkt über Einleiter, andererseits diffus z. B. über Oberflächenabfluß ins Wasser gelangen und die natürlichen Verhältnisse insbesondere durch Eutrophierung verändern.

Ammonium (NH_4^+) und Nitrit (NO_2^-) wirken in hohen Konzentrationen für Fische toxisch, insbesondere dann, wenn sich der pH-Wert ins Alkalische bewegt und aus dem Ammonium in Verbindung mit OH-Ammoniak entsteht, das viel giftiger als Ammonium zu bewerten ist (KLEE 1985).

Nitrat (NO_3^-) und das gelöste ortho-Phosphat (o-PO_4^{3-}) sind Pflanzennährstoffe, wovon das Phosphat in der Natur einen Minimumfaktor darstellt. Beide gelangen mit Dünger und Abwässern in die Bäche und führen zu deren Eutrophierung und der

damit verbundenen negativen Entwicklung der Gewässergüte, die sich z.B. in erhöhter Sauerstoffzehrung im Zuge des Abbaus von toten organischen Substanzen (gemessen am BSB_5 - s.u.) ausdrückt.

Der BSB_5 (Biologischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen) ist eine sehr sensible Meßgröße für die Wechselwirkung zwischen dem Sauerstoffgehalt und dem Anteil an organischen Stoffen, die durch bakterielle Tätigkeit mineralisiert werden können. Je höher die Messung der Sauerstoffzehrung in der Probenflasche nach 5 Tagen gegenüber dem Ausgangswert ausfällt, desto höher ist die organische Belastung eines Gewässers. Im vorliegenden Fall wurde, in Abweichung von den DIN-Vorschriften, die "in situ Methode" verwendet (FREVERT 1983: 204). Die Proben werden nicht auf 20°C erwärmt, sondern kühl aufbewahrt. Die Ergebnisse dieser Methode entsprechen viel mehr den örtlichen Gegebenheiten, speziell eines Baches des Tertiären Hügellandes, worum es sich beim Tiefenbach handelt. Die Festlegung und Einstufung der chemischen Gewässergüte erfolgt nach KLEE (1990).

Die Bestimmungsmethoden der gemessenen Variablen sind nachfolgend aufgelistet:

Variable	Abk.	Dim.	Methode
Fließgeschwindigkeit	v	cm/s	Driftkörpermethode (SCHWOERBEL 1980)
Abluß	Q	l/s	v (m/s) x Wassertiefe (m) x Gewässerbreite (m)
Wassertemperatur	T	$^\circ\text{C}$	WTW LF 191 und Oxi 191
pH-Wert	pH	-	WTW pH 191
Säurebindungsvermögen	SBV	mmol/l	MERCK Schnelltest Aquamerck Nr. 8039
Gesamthärte	GH	$^\circ\text{dH}$	MERCK Schnelltest Aquamerck Nr. 8039
BSB_5	BSB_5	mg/l	O_2 -Zehrung nach 5 Tagen (FREVERT 1983)
Sauerstoff	O_2	mg/l	WTW Oxi 191
O_2 Sättigung	$\text{O}_2\%$	%	WTW Oxi 191
Nitrat	NO_3^-	mg/l	MERCK Schnelltest Microquant Nr. 14771
Chlorid	Cl^-	mg/l	MERCK Schnelltest Microquant Nr. 14753
Leitfähigkeit	LF	$\mu\text{S/cm}$	WTW LF 191 (bezogen auf 25°C)
Nitrit	NO_2^-	mg/l	MERCK Schnelltest Aquaquant Nr. 14408
Ammonium	NH_4^+	mg/l	MERCK Schnelltest Aquaquant Nr. 14400
ortho-Phosphat	o-PO_4^{3-}	mg/l	MERCK Schnelltest Aquaquant Nr. 14445

Legenden zu den Fotos 5 - 8

- 5: Ein zum Zeitpunkt der Untersuchungen nicht wasserführender Nebenarm.
- 6: Probestelle 3 im Quellabschnitt des Tiefenbaches.
- 7: Probestelle 4 im „Mittellauf“ des untersuchten Tiefenbachabschnittes.
- 8: Charakteristische Ansicht des stark eingetieften Tiefenbachtals mit steilen, kiesigen, meist mit Buchen bestandenen Hängen (alle Fotos: F. Foeckler)

4. Ergebnisse

4.1 Beschreibung der Probestellen

Der Tiefenbach wird von Sicker- und Sumpfquellen gespeist. Das Quellgebiet ist Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen. Probestelle 1 liegt im Quellgebiet des Hauptnebenbaches, welcher von Süden kommend in den Tiefenbach mündet. Das von Steilhängen begrenzte Quellgebiet ist von Laubwald (v. a. Buchen), Schilf- und Brennesselbeständen umgeben. Am Ufer des gewundenen Bachlaufs findet man große Bestände an Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*). Das maximal 0,2 m breite und nur 2 cm tiefe Wasser strömt langsam mit ca. 0,05 m/s (5 cm/s). Dementsprechend niedrig ist der Abfluß mit 20 l/s. Das Bachbett ist von lehmigen Böden und Buchenlaub gekennzeichnet und durch das umgebende Gehölz relativ stark beschattet (s. Foto 2). Die kennzeichnenden und dominierenden Wasserwirbellosenarten sind der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum*, Larven der Zweiflügler-Gattung *Ptychoptera* spec. und die Erbsenmuschel *Pisidium personatum*. Letztere ist besonders typisch für Grundwasseraustritte und lebt z.T. auch im Interstitial (Übergang Grundwasser/Oberflächenwasser). Des weiteren wurden typische kaltstenothele Quell- und Quellregionarten gefunden (s. Tab. 1). Sowohl biologisch als auch chemisch ist diese Probestelle der Gewässergüteklasse I - II (s. Tab. 2 und 3 bzw. Abb. 1 und 7) "gering belastet" zuzuordnen. Auffällig sind der höchste gemessene ortho-Phosphat-Wert und der hohe Chloridgehalt (s. Abb. 6 und 5). Beide Stoffe werden mit großer Wahrscheinlichkeit von den oberhalb liegenden Viehweiden eingetragen.

Probestelle 2 (Foto 3) liegt unterhalb eines kleinen, künstlich angelegten Wehres (Foto 4); oberhalb mündet ein zum Zeitpunkt der Untersuchung kein Wasser führender Nebenarm (Foto 5). Das gewundene Bachbett ist von Böden und Buchenfalllaub gekennzeichnet. Der nur ca. 0,3 m breite und ca. 5 cm tiefe Bach strömt nur schwach mit ca. 0,1 m/s. Umgeben ist die Probestelle 2 von den buchenbestandenen Steilwänden des Kerbtals und ist dementsprechend stark beschattet. Man findet nur sehr wenige Wassermoose. Die Artenzusammensetzung an Wasserwirbellosen ist im wesentlichen die selbe wie in Probestelle 1 (s. Tab. 1). Sie und die chemischen Messungen bescheinigen der Probestelle 2 die Gewässergüte I "unbelastet bis sehr gering belastet" (s. Tab. 2 und 3 bzw. Abb. 1 und 7). Auffällig sind die relativ hohen Ammonium- und Chloridwerte (s. Abb. 6 und 5), die vermutlich durch die landwirtschaftlich intensiv genutzte Umgebung bedingt sind.

Probestelle 3 liegt oberhalb der Probestelle 2 im eigentlichen Quellabschnitt des Tiefenbachs (Foto 6). Strukturell ist Probestelle 3 mit Probestelle 2 vergleichbar, lediglich der Einfluß des Wehres entfällt. Dementsprechend sind die Gehalte an Nitrit, Ammonium und Chlorid, die in stehenden Abschnitten angereichert werden, geringer als in Probestelle 2. Auch die Artenzusammensetzung entspricht wiederum der der Probestellen 1 und 2. Die biologische und chemische Gewässergüte werden als „gering belastet“ (Güteklasse I - II) ausgewiesen.

Probestelle 4 im "Mittellauf" des untersuchten Tiefenbachabschnittes zeigt bereits einen deutlich erhöhten Abfluß bei erhöhter Fließgeschwindigkeit (s. Abb. 2). Dementsprechend höher ist der Anteil an Hartsubstrat wie Feinkies und Sand, was u.U. das Fehlen von *Pisidium personatum* an dieser Probestelle erklärt. Ansonsten findet man Böden und wiederum viel Buchenfalllaub (s. Foto 7). Die Artenzusammensetzung ist gegenüber den Probestellen 1 bis 3 geringfügig verändert. Es fehlen die Quellarten *Dugesia gonocephala* und *Pisidium personatum*, aber auch *Electrogena quadrilineata*. Hinzu kommen zwei Arten mit "bayerischem" Saprobienindex $s = 1.0$, eine Larve der Steinfliege *Leuctra nigra* und eine Larve des Köcherfliegen-Artenkomplexes *Ernodes vicinus/articularis*. Vermutlich handelt es sich um *Ernodes vicinus*, eine typische Quellart (vgl. Abs. 4.3), die in Deutschland und in Bayern als "stark gefährdet" gilt. Dementsprechend gut fällt die biologische Gewässergüte dieser Probestelle als "unbelastet bis sehr gering belastet" (Stufe I) aus. Diese wird wiederum von der chemischen Gewässergüteeinstufung bestätigt (s. Abb. 1 und 7). Entsprechend gering sind die Gehalte an Nitrat und Nitrit. Ammonium und ortho-Phosphat waren nicht nachweisbar (s. Abb. 5 und 6). Der starke Grundwasserzufluß aus den direkt anliegenden kiesigen Steilhängen trägt hierzu sicherlich bei.

Die Probestelle 5 liegt östlich einer Ziegelei, nördlich der Bahnlinie von Mühldorf am Inn nach Simbach am Inn. Der Tiefenbach ist in diesem Abschnitt durch ein ca. 3 - 4 m hohes Wehr aufgestaut und dementsprechend in seiner Natürlichkeit gestört. Das Gefälle ist im Vergleich zum Oberlauf geringer, der Bach mäandriert, an Substrat dominieren Sand, Schlamm und Detritus. Feinkies findet man nur in schneller fließenden Bereichen. Die veränderte Morphologie bedingt einen stärkeren Pflanzenwuchs. Im Wasser findet man Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) und am Ufer Brennessel, Schachtelhalm und Springkraut. Das geringe Gefälle und der Rückstau des Wehres bedingen erhöhte Nährstoffgehalte, z.B. Nitrit, Ammonium und Nitrat (s. Abb. 5 und 6), die auch das Vorkommen der Brennessel am Ufer erklären. Aufgrund des höheren Struktur- und Nährstoffangebots ist die Artenzahl deutlich erhöht, wobei 3 Arten, *Gammarus roeseli*, *Ephemera danica* und *Rhyacophila dorsalis*, jeweils mit einem Saprobienindex von $s = 2.0$ neu hinzukommen. Trotzdem fällt die biologische Gewässergüte mit I - II ("gering belastet") nur knapp schlechter aus als in den oberhalb liegenden Probestellen. Die chemischen Werte bedingen sogar die Güteklasse I ("unbelastet bis sehr gering belastet"). Zusammengenommen (biologisch und chemisch) ist die Gewässergüte als „gering belastet“ (I - II) anzusprechen. Diese geringfügige Verschlechterung gegenüber dem Oberlauf ist vermutlich durch die Wehranlage bedingt. Deren Rückstau bewirkt eine Verlangsamung und stärkere Erwärmung des Baches, wodurch die Sauerstoffverhältnisse verschlechtert werden. Letztere schwanken stark im Tagesverlauf und beeinflussen die Besiedlung des Baches durch sauerstoff-bedürftige Arten.

Abbildung 2

Einige physikalische Parameter der einzelnen Probestellen im Tiefenbachsystem.

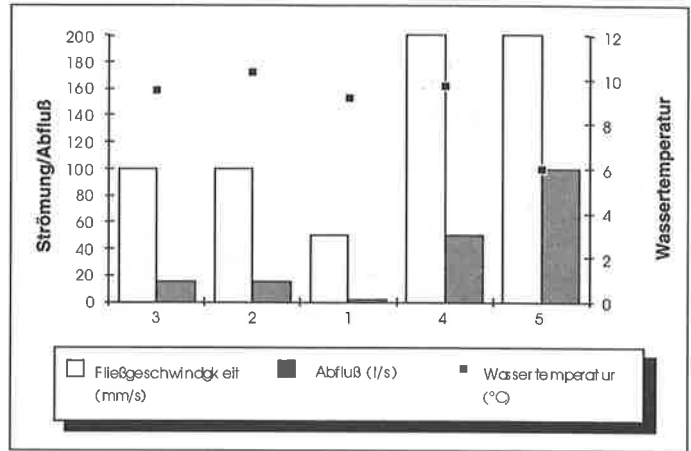


Abbildung 3

pH, Säurebindungsvermögen und Gesamthärte der einzelnen Wasserprobestellen im Tiefenbachsystem.

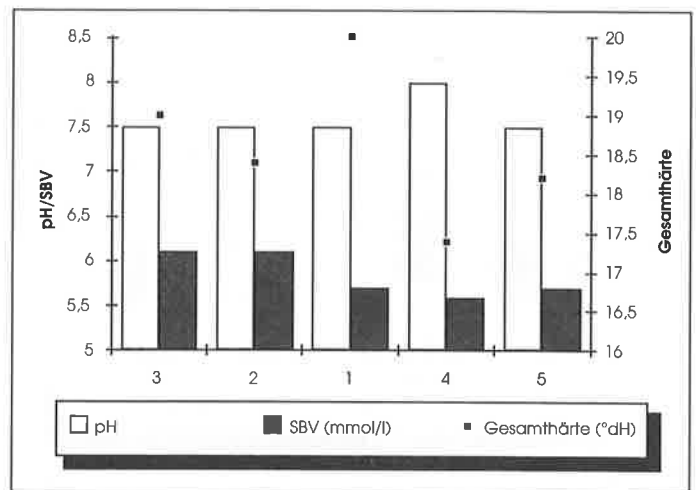
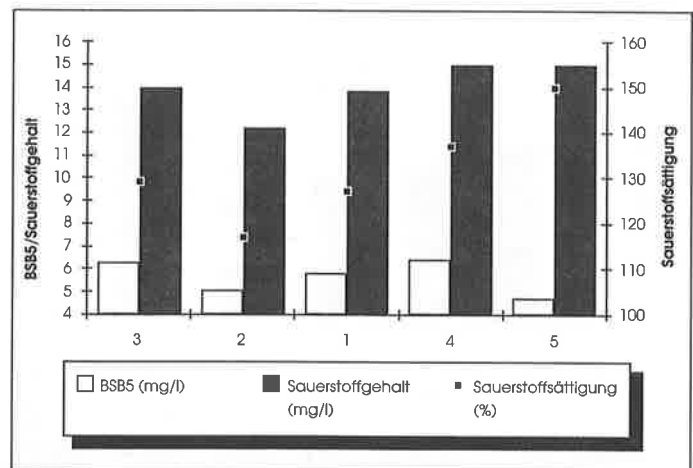


Abbildung 4

Der biologische Sauerstoffbedarf in 5 Tagen, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung der einzelnen Wasserprobestellen im Tiefenbachsystem.



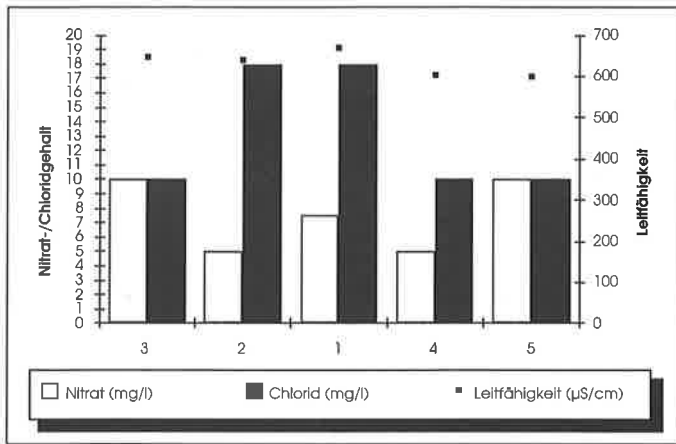


Abbildung 5

Die Nitrat- und Chloridgehalte sowie die Leitfähigkeit der einzelnen Wasserprobestellen im Tiefenbachsystem.

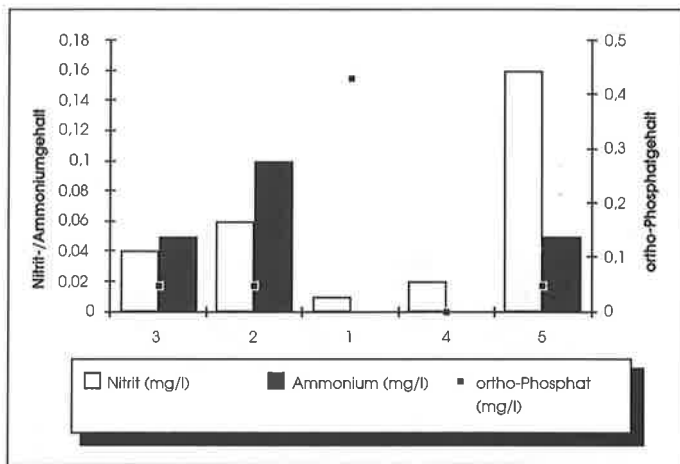


Abbildung 6

Die Gehalte an Nitrit, Ammonium und (gelösten) ortho-Phosphat der einzelnen Wasserprobestellen im Tiefenbachsystem.

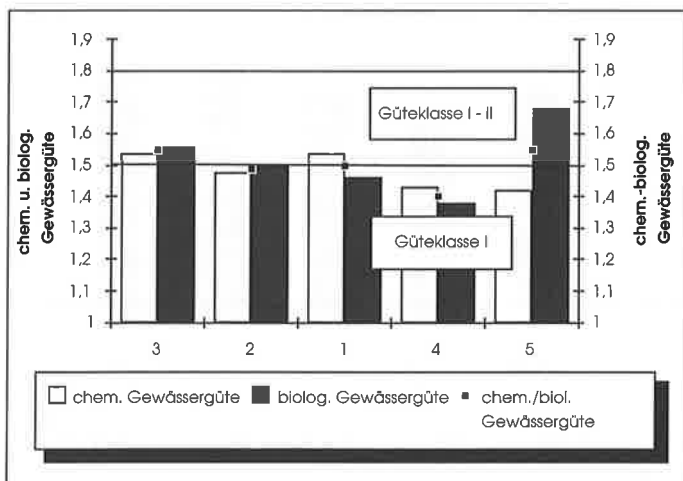


Abbildung 7

Vergleich der chemisch (nach KLEE 1990) und biologisch (Bayern-Methode nach MAUCH et al. 1990) ermittelten Gewässergüte sowie die daraus resultierende chemisch-biologische Gewässergüte der einzelnen Probestellen im Tiefenbachsystem (29.10./11.11.1996).

4.2 Arteninventar

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden insgesamt 36, davon 34 lebende aquatische Wirbellosen-Taxa (Makroinvertebraten) festgestellt, wovon 20 bis zur Art bestimmt werden konnten. Die einzelnen Arten bzw. Taxa und ihre Abundanz an den einzelnen Probestellen sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Innerhalb der aquatischen Makroinvertebraten dominieren typischerweise für einen Quellbachabschnitt die Insektengruppen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und die Wasserkäfer. Hinzu kommen vermutlich zahlreichen Arten der verschiedenen Zweiflüglerfamilien, deren Larven sich innerhalb des Rahmens dieser Arbeit der genauen Bestimmung entziehen.

Innerhalb der Mollusken wurde am häufigsten *Pisidium personatum* gefunden. Diese Art gilt als typisch für einen nicht sehr schnell fließenden Bach mit starkem Grundwasserzutritt und einem gewissen Schlammfall.

Die Anzahl der im Tiefenbach nachgewiesenen Taxa nimmt typischerweise bachabwärts zu. Im Quellbereich (Probestelle 3) findet man 8 Taxa, weiter bachab 10 (Probestellen 2 und 4), im Nebenbach (Probestelle 1) 13 Taxa. Am artenreichsten erscheint der Unterlauf (Probestelle 5) mit 19 nachgewiesenen Taxa (siehe Tabelle 2). Das Gewässerbett des Bachsystems ist von Sand dominiert. Auffällig ist das völlige Fehlen von *Pisidium personatum* an der Probestelle 4. Unter Umständen ist dies auf die ungeeignete Struktur zurückzuführen. Typisch ist das dominante Auftreten von *Gammarus fossarum* und *Gammarus roeseli* (Bachflohkrebse), die als Allesfresser von dem hohen Falllaubangebot profitieren. Weitere für den Tiefenbach charakteristische Arten sind neben *Pisidium personatum* und *Gammarus fossarum*, *Dugesia gonocephala*, *Electrogena quadrilineata*, *Nemoura spec.*, *Helodes spec.* und *Ptychoptera spec.*

4.3 Naturschutzfachliche Bewertung

Von den 34 lebend nachgewiesenen Makroinvertebraten-Taxa steht nur 1 Art (2,9%), *Ernodes vicinus/articularis*, sowohl auf der deutschen Roten Liste (BINOT et al. 1998) als auch der Bayerischen Roten Liste (1992). Die Larven dieser beiden Köcherfliegenarten aus der Familie Beraeidae lassen sich zur Zeit noch nicht eindeutig unterscheiden. *Ernodes vicinus* besiedelt Quellstümpfe und Quelltrichter und Sinterquellen (TOBIAS & TOBIAS 1981). *Ernodes articularis* ist ebenfalls im Krenal anzutreffen, bewohnt aber auch das Rhithral von Fließgewässern. Die Flugzeit erstreckt sich bei *E. vicinus* von Mai bis Juni, die Imagines von *E. articularis* treten im Juni auf (TOBIAS & TOBIAS 1981). Der Lebensraum läßt eher auf *Ernodes vicinus* schließen. Diese Art gilt in Bayern und in Deutschland als "stark gefährdet", wohingegen *Ernodes articularis* in Deutschland als "stark gefährdet", in Bayern nur als "gefährdet" gilt.

Insgesamt erscheint die Artenzahl des Tiefenbaches für einen Quellbach relativ hoch. Es muß davon

ausgegangen werden, daß die hohe Artenvielfalt des Fließgewässersystems auf die vorhandene hohe Naturnähe, allerdings verbunden mit einer gewissen Eutrophierungstendenz, zurückzuführen ist. Es dominieren die anspruchsvollen Arten mit einem Saprobienindex von $s < 1,5$ der Gewässergüteklasse I, "unbelastet bis sehr gering belastet" und $1,5 < s < 1,8$ der Gewässergüteklasse I - II. Auf der anderen Seite sind nur wenige Arten vorhanden, die eine höhere Saprobie anzeigen, insbesondere der Einstufung $1,8 < s < 2,3$ - also Arten der Gewässergüteklasse II, "mäßig belastet" (s. Tab. 2). Somit dominieren strömungsliebende, sauerstoffbedürftige, kaltstenotheurme Arten der winterkalten-sommerkühlen Quellbäche. Letztere charakterisieren einen zwischenzeitlich selten gewordenen Biotoptyp, der laut RIECKEN et al. (1994) als "stark gefährdet" gilt.

4.4 Biologisch-chemische Gewässergüte

Die **biologische Gewässergüte** des Tiefenbachsystems, berechnet aus den Aufsammlungen der aquatischen Makroinvertebraten, wird durchweg laut DIN als "gering belastet" (Gewässergüteklasse I - II) (Probestelle 1 bis 5) eingestuft (Tab. 5). Anhand der "Bayern-Methode" werden die beiden Probestellen 1 und 4 sogar als "unbelastet bis sehr gering belastet" (Gewässergüteklasse I) charakterisiert (s. Tab. 2 und Abb. 1).

Die **chemische Gewässergüte** ergibt sich aus den wasserchemischen Analysen im Tiefenbachsystem. Die Tabelle 3 und die Abbildungen 2 bis 7 zeigen die Ergebnisse.

Die Fließgeschwindigkeit und der Abfluß (Tab. 2 und Abb. 2) nehmen bachabwärts zu. Am geringsten sind sie im Nebenbach (Probestelle 1).

Die Wassertemperatur (Tab. 2 und Abb. 2) ist entsprechend der Quellnähe und dem starken Grundwasserzutritt niedrig (im Durchschnitt $8,9^{\circ}\text{C}$ mit nur geringer Standardabweichung $s_x = \pm 1,7$). Probestelle 5 wurde 2 Wochen später im Herbst als die Probestellen 1-4 untersucht, weshalb ihre Wassertemperatur noch niedriger ausfällt.

Der pH-Wert (Tab. 3 und Abb. 3) bewegt sich im gesamten Tiefenbachsystem konstant mit nur geringer Standardabweichung ($= s_x = \pm 0,2$) leicht im basischen Bereich zwischen pH 7,5 und 8,0, was den geologischen Voraussetzungen (kalkreiches tertiäres Hügelland) entspricht.

Die im gesamten Verlauf gemessenen Gesamthärten (Tab. 3 und Abb. 3) entsprechen dem hohen Kalkgehalt des geologischen Untergrundes, der sich auch im hohen Säurebindungsvermögen (Tab. 3 und Abb. 3) widerspiegelt.

Die Sauerstoffversorgung des Tiefenbachsystems - gemessen am Sauerstoffgehalt und an der Sauerstoffsättigung (Tab. 3 und Abb. 4) - ist sehr gut und entspricht der chemischen Gewässergüteklasse I („unbelastet bis sehr gering belastet“).

Die Sauerstoffzehrung, gemessen als BSB_5 (biolog.

Sauerstoffverbrauch in 5 Tagen) erscheint hoch (Tab. 2 und Abb. 4). Sie entspricht den chemischen Gewässergüteklassen II, „mäßig belastet“ (Proben 2 und 5), und II - III, „kritisch belastet“ (Proben 1, 3 und 4). Die hohe Zehrung ist aber allem Anschein nach natürlich bedingt. Der gesamte Bachlauf ist mit sehr viel Buchenfalllaub angereichert. Dieses wird im Herbst von Bakterien zersetzt, was zu dieser relativ hohen O₂-Zehrung führt.

Der Nitratgehalt (Tab. 3 und Abb. 5) ist durchweg mit Werten von 5 - 10 mg/l, im Durchschnitt 7,5 mg/l, als niedrig einzustufen und entspricht den chemischen Gewässergüteklassen I bzw. I - II.

Auch die als niedrig anzusehenden Chloridgehalte (Tab. 3 und Abb. 5) zwischen 0 und 18 mg/l (im Durchschnitt 13,2 mg/l) entsprechen den chemischen Gewässergüteklassen I und I - II und weisen den Tiefenbach als sauber und unbelastet aus.

Die Leitfähigkeit (Tab. 3 und Abb. 5) schwankt nur geringfügig ($s_x = \pm 29,6$) an den einzelnen Probestellen im Verlauf des Tiefenbaches. Die gemessenen Werte zwischen 599 und 669 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Durchschnitt 632 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Tiefenbach dürften der natürlichen geologischen Grundlast entsprechen und keine Belastungen anzeigen.

Der Nitritgehalt (Tab. 3 und Abb. 6) ist in den Probestellen 1 bis 4 als niedrig (Gewässergüteklasse I und I - II) anzusprechen. Lediglich in der Probestelle 5 ist er mit 0,16 mg/l deutlich erhöht und entspricht einer Gewässergüteklasse von II bis II - III („kritisch belastet“). Dies ist vermutlich auf den Rückstauwirkung des Wehres an dieser Stelle zurückzuführen. Dieses führt zu einer stärkeren Ansammlung toten bzw. verwesenden organischen Materials, bei dessen Abbau zunächst Ammonium und daraus Nitrit entsteht.

Der Ammoniumgehalt (Tab. 3 und Abb. 6), an den Probestellen 1 und 4 nicht nachweisbar, ist an der Probestelle 2 mit 0,1 mg/l gegenüber den Probestellen 3 und 5 verdoppelt. Der erhöhte Wert könnte auf die Rückstauwirkung des Wehres zurückzuführen sein, das zu Schlammansammlung und erhöhter Fäulnisbildung führt. Die dabei entstehenden Stoffe werden bachabwärts weitergegeben. Alle Werte gelten als sehr niedrig und entsprechen der Güteklasse I.

Die gemessenen ortho-Phosphat Werte (gelöstes reaktives Phosphat) sind außer im Quellbereich des Nebenbaches (Probestelle 1) als niedrig (Probestellen 2, 3 und 5) bzw. nicht meßbar (Probestelle 4) anzusehen und dementsprechend den Gewässergüteklassen I bzw. I - II (s. Tab. 3 und Abb. 6) zuzusprechen. Der relativ hohe Wert der Probestelle 1 wird auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Umgebung zurückgeführt. Direkt oberhalb liegen nasse Viehweiden. Die Exkremente der Tiere enthalten Phosphorverbindungen, die vermutlich zur Eutrophierung des den Nebenbach speisenden Grundwassers führen.

Vergleicht man die gemessenen chemischen Parameter mit der Gütegliederung für Fließgewässer nach KLEE (1990), ist der gesamte Tiefenbach

(Probestellen 1 bis 5) mit Ausnahme der Probestellen 1 und 3 gewässerchemisch als „unbelastet bis sehr gering belastet“ (chemische Gewässergüteklasse I) einzustufen, die Probestellen 1 und 3 sind der chemischen Gewässergüteklasse I - II („gering belastet“) zuzuordnen (s. Tab. 3 bzw. Abb. 7).

Somit zeigt sich ein der biologischen Gewässergütekartierung entsprechendes Bild (vgl. oben), das die Probestellen 1, 2 und 4 als „unbelastet bis sehr gering belastet“ einstuft. MAUCH et al. (1990) geben folgende Definition: „Gewässerabschnitte mit reinem, stets annähernd sauerstoffgesättigtem und nährstoffarmem Wasser; geringer Bakteriengehalt; mäßig dicht besiedelt, vorwiegend von Algen, Moos, Strudelwürmern und Insektenlarven; Laichgewässer für Edelfische.“ Die Probestellen 3 (Quellbereich) und 5 (der „Unterlauf“ kurz vor dem Verlassen des untersuchten Einzugsbereiches) sind als „gering belastet“ anzusprechen, nach MAUCH et al. (1990): „Gewässerabschnitte mit geringer anorganischer oder organischer Nährstoffzufuhr ohne nennenswerte Sauerstoffzehrung; dicht und meist in großer Artenvielfalt besiedelt“. Somit verläßt der Tiefenbach sein Quellgebiet gewässerbiologisch/-chemisch in keinem schlechteren Zustand als er ihm entspringt.

4.5 Gewässerstruktur

Der Tiefenbach ist mit seinen Nebenbächen im untersuchten Abschnitt ein klassischer grundwassergespeister Quellbach. Das Bachbett ist im Quellbereich (Probestelle 3) von sandigen Lehmböden dominiert, weiter abwärts von Feinkies, Sandböden und Detritus (Buchenfalllaub). Die Feinsedimente sind vollständig mineralisiert. Erst im Unterlauf (Probestelle 5) treten aufgrund des Rückstaus anaerobe Bereiche, z.B. unter Steinen, auf. Insgesamt ist er als relativ langsam fließender Bach zu bezeichnen. Seine durchschnittliche Breite beträgt maximal 0,5 Meter, seine durchschnittliche Tiefe etwa 5 cm. Insgesamt liegt der Bach in einem stark eingetieften Tal mit steilen, kiesigen, meist mit Buchen bestandenen Hängen (Foto 8). Der Bach ist in seinem gesamten Lauf stark beschattet. Die Fließgeschwindigkeit (5 bis 20 cm/s) und die Schüttung (20 bis 100 l/s) sind gering.

Insgesamt ist der Tiefenbach im untersuchten Abschnitt von seiner Struktur her als relativ homogen und natürlich zu bezeichnen.

4.6 Wasserpflanzen und Uferbewuchs

Der Tiefenbach ist in der Regel nur spärlich mit Wasserpflanzen bewachsen, nur in Bereichen, die einer stärkeren Besonnung und/oder einem höheren Nährstoffangebot unterliegen, wachsen dichtere Bestände. Die auffälligsten Arten sind Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) und Bachbunze (*Veronica beccabunga*) an den Probestellen 1, 4 und 5. Als weitere Art, die nur vereinzelt an der Probestelle 2 festgestellt wurde, ist das Quellmoos (*Fontinalis antipyretica* agg.) zu nennen. An der Probestelle 3 wurden keine Wasserpflanzen gefunden.

Die Ufer sind in der Regel nur schwach bewachsen.

Insgesamt ist das System von einem dichten Buchenwald mit stellenweisen Fichtenbeständen umgeben. Die Ufer sind am stärksten bewachsen im Bereich des Quellsumpfes der Probestelle 1 und des zurückgestauten „Unterlaufs“ (Probestelle 5). Im Bereich des Quellsumpfes findet man Brennesel, die den Stickstoffeintrag aus den oberhalb liegenden Viehweiden anzeigt, und einen größeren Schilfbestand. Am Ufer des „Unterlaufes“ findet man Rohrglanzgras, Springkraut und Schachtelhalm.

5. Zusammenfassende Bewertung

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde eine stichprobenartige Übersichtserhebung der aquatischen Makrofauna, der biologischen und chemischen Gewässergüte sowie eine naturschutzfachliche Bewertung des Tiefenbachs durchgeführt. Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, daß bei intensiverer Beprobung über einen längeren Zeitraum bzw. über einen Jahresverlauf hinweg, deutlich mehr Tier- und Pflanzenarten dokumentiert werden können, darunter auch weitere seltene und gefährdete Arten der Roten Listen.

Insgesamt handelt es sich beim Tiefenbachsystem am Kaisersberg um einen sowohl gewässerökologisch als auch naturschutzfachlich sehr wertvollen grundwassergespeisten Quellbach. Laut RIECKEN et al. (1994) gilt dieser Biotoptyp als „stark gefährdet“. Der hohe Wert des Tiefenbachs ist auf seine natürliche Strukturierung sowie daneben auf seine sehr hohe chemische Gewässergüte und die damit einhergehende Besiedelung mit charakteristischen Wasserwirbellosen zurückzuführen. Letztere zeigen eine entsprechend hohe biologische Gewässergüte an. Als wesentliche, den Standort prägende Standortfaktoren sind die Kerbtallage mit (grundwasserdurchlässigem Substrat (meist Kies), das hohe Grundwasseraufkommen und der umgebende Buchenwald zu nennen.

6. Literatur

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. - Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 111, München.
- BINOT, M.; R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE, & P. PRETSCHER, (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 1 - 434.
- DEV (1991): Bestimmung des Saprobienindex. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung. DIN 38410, Teil 2: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und

Schlammuntersuchung. - Weinheim.

FOECKLER, F. & W. BOHLE, (1991): Fließgewässer und ihre Auen – prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. - In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der ökologischen Forschung Bd 4: 236 - 266; KFA Jülich.

FOECKLER, F.; S. LINDNER & E.-G. BURMEISTER (1996): Zusammenstellung der Bestimmungsliteratur der aquatischen Makroinvertebraten (Wasserwirbellosen) Mitteleuropas. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 81(1): 25-61.

FREVERT, T. (1983): Hydrochemisches Grundpraktikum. - Stuttgart.

FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobienindex. - Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 23: 141- 152.

KLEE, O. (1985): Angewandte Hydrobiologie: Trinkwasser - Abwasser - Gewässerschutz. - Stuttgart.

————— (1990): Wasser untersuchen: einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. - Heidelberg, Wiesbaden.

MAUCH, E.; F. KOHMANN & W. SANZIN, (1990): Biologische Gewässeranalyse in Bayern. - Info.ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/85, 2. Aufl., München.

MEYER, D. (1990): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wasser-gütebeurteilung von Fließgewässern. - 2. Auflage, Hannover.

RIECKEN, U.; U. RIES & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schr. R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 41, Bonn-Bad Godesberg.

SCHWOERBEL, J. (1980): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. - 2. neubearb. Aufl., Stuttgart.

TOBIAS, W. & D. TOBIAS (1981): Trichoptera Germanica, Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegen - Courier Forsch.-Inst. Senckenberg 49, 671 S.

Anschrift der Verfasser:

ÖKON
Gesellschaft für Landschaftsökologie,
Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH
Dechbettener Str. 9
D-93049 Regensburg
Tel.: 0941 / 270 212; Fax: 0941 / 270 197
email: oekon@donau.de

Martin ARMBRUSTER und Egbert MATZNER

Summary*Indicators of element fluxes in forest ecosystems*

The knowledge of the input-output behavior and the forecast of element output of forest ecosystems is an important condition of sustainable management of forests. Forested areas are often used for drinking water supply because of better water quality compared with agricultural land. Besides deterministic nutrient cycling models „transfer functions“ are used to predict the element output of forest ecosystems. These functions allow a calculation of the element output of forest ecosystems from the element input and ecosystem parameters (e. g. vegetation, soil chemical and physical parameters, bedrock, climate). The input parameters are simple measurable and overall available. The advantage of the use of „transfer functions“ is the possibility of a regionalization of element outputs of forest ecosystem.

On the basis of published data on element fluxes in European forest ecosystems the dependency of N output and outputs of S, Ca, K, Mg and Alⁿ⁺ from the element input and ecosystem parameters is investigated. For the N output, the C/N ratio of the humus layer also proved to be a influencing factor in addition to element input with throughfall. In the present state of evaluation, the risk of N output from a specific forest ecosystem can be derived by combining N input and ecosystem parameters such as C/N ratio. In addition to the current element input, the historical S load and the storage and retention ability of a site are important factors influencing S output. Output of Alⁿ⁺ is highly dependent on the output of the „mobile“ anions SO₄²⁻ and NO₃⁻. Catchments however, show clear differences to studies on the „plot“ scale where element output with deeper seepage water is measured. In addition, output of Alⁿ⁺ from the „plot“ increases with decreasing soil pH-value. For the nutrient cations Ca²⁺, Mg²⁺ and K⁺ only weak relationships between input and output were observed. Catchment areas show higher outputs of Ca²⁺ and Mg²⁺ compared to „plot“ studies. The portion of the nutrient cations on the sum of „mobile“ anions (NO₃⁻ and SO₄²⁻) and nutrient cations output with seepage water increases with increasing base saturation.

Zusammenfassung

Das Verständnis des Input-Output-Verhaltens und die Prognose der Stoffausträge aus Waldökosystemen ist für eine nachhaltige Nutzung von Wäldern eine wichtige Voraussetzung. Dies gilt

besonders vor dem Hintergrund der vermehrten Nutzung von Trinkwasser aus bewaldeten Gebieten, die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten gebieten eine bessere Wasserqualität aufweisen. Neben deterministischen Stoffhaushaltsmodellen werden zur Prognose von Stoffausträgen aus Waldökosystemen auch „Transferfunktionen“ verwendet, die eine Berechnung der Stoffausträge aus Elementeintrag und Parametern des Ökosystems bzw. Bodens („Indikatoren“) ermöglichen. Auf der zeitlichen Skala werden (mehrjährige) Mittelwerte der Stoffflüsse angestrebt. Der Vorteil solcher Transferfunktionen liegt in der Verwendung einfach zu messender, flächig vorliegender Ökosystemparameter und damit in der Möglichkeit der Regionalisierung.

Auf der Basis publizierter Daten zum Stoffhaushalt von europäischen Waldökosystemen werden die Abhängigkeit des N-Austrags mit dem Sickerwasser bzw. Gebietsabfluß sowie der Austräge von S, Ca, K, Mg und Alⁿ⁺ vom Elementeintrag und von Ökosystemparametern dargestellt. Für den N-Austrag erwies sich neben dem Eintrag mit der Kronentraufe das C/N-Verhältnis des Auflagehumus als Einflußfaktor. Im derzeitigen Bearbeitungsstand kann aus der Kombination von Eintrag und Ökosystemparametern das Risiko für N-Austrag abgeleitet werden. Für die S-Austräge sind neben den aktuellen Einträgen auch die historische S-Belastung sowie die Speicher- und Retentionsfähigkeit eines Standortes wichtige Einflußfaktoren. Der Austrag an Aluminium wird weitgehend vom Austrag der „mobilen“ Anionen SO₄²⁻ und NO₃⁻ gesteuert. Einzugsgebiete zeigen hier deutliche Unterschiede zu Studien auf Bestandesebene an denen der Austrag mit dem Sickerwasser gemessen wird. Auf diesen „Plot“-Standorten zeigt sich außerdem die Zunahme der Al-Austräge bei abnehmenden Boden-pH. Für die Nährstoffkationen Ca²⁺, Mg²⁺ und K⁺ sind z.T. nur lose Beziehungen zwischen Elementeintrag und -austrag vorhanden. Einzugsgebiete zeigen im Vergleich zu „Plot“-Studien i.A. höhere Austräge an Ca²⁺ und Mg²⁺. Der Anteil der Nährstoffkationen an der Austragssumme aus „mobilen“ Anionen (NO₃⁻ und SO₄²⁻) und Nährstoffkationen im Sickerwasser steigt mit zunehmender Basensättigung des Austauscherkomplexes.

1. Einleitung

Die Qualität von Sicker-, Grund- und Oberflächenwasser in bewaldeten Gebieten wird maßgeblich durch die Deposition von Stoffen aus der Atmosphäre und durch Bodenprozesse gesteuert. Für eine nachhaltige Nutzung von Waldökosy-

* Vortrag am 26.01.2000 auf der ANL-Fachtagung „Indikatorarten auf regionaler Ebene – Stand der Forschung, Aussagekraft, Anwendung“ in Freising-Weihenstephan. (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

stemem ist die Prognose der zukünftigen Entwicklung der Gewässerqualität und deren räumlicher Verteilung in der Landschaft, die Prognose des Input-Output-Verhaltens sowie der Stoffausträge eine wichtige Voraussetzung. Dies gilt besonders vor dem Hintergrund der vermehrten **Nutzung von Trinkwasser aus bewaldeten Gebieten**, die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Gebieten eine bessere Wasserqualität aufweisen (BLINKEY *et al.*, 1999). Als Planungsinstrument für die Wasser- und Forstwirtschaft sind verlässliche **Prognosen zum Stoffhaushalt und zur Sickerwasser- und Grundwasserqualität** von großem Nutzen und werden zunehmend von der Wissenschaft gefordert.

In den letzten Jahrzehnten hat die Waldökosystemforschung in Europa zur Errichtung zahlreicher Fallstudien geführt, in denen Stoffein- und -austräge sowie wichtige, den Stoffumsatz beeinflussende Zustandsgrößen des Ökosystems erfaßt werden. Innerhalb der jeweiligen Studie wurden dabei meist Erklärungsmodelle für das Input-Output-Verhalten erarbeitet und daraus Konzepte für den Schutz bzw. die weitere Bewirtschaftung des individuellen Standorts abgeleitet. Die zusammenfassende und verallgemeinernde Auswertung dieser Daten und eine Übertragung der, innerhalb intensiv untersuchter Fallstudien gewonnener Erkenntnisse, auf die Fläche werden noch selten durchgeführt. Die im Rahmen der Bodenzustandserhebung (BZE; vgl. BMLF, 1994) in der Bundesrepublik nahezu flächendeckend vorliegenden Daten von Zustandsgrößen von Waldökosystemen wie Humus- und Bodeneigenschaften, Ernährungszustand und Vegetationsdaten, die mit Stoffflüssen kausal verknüpft sind, sind für eine solche Extrapolation grundsätzlich vorhanden. Neben Übertragungskonzepten, die diese Daten nutzen, fehlen für die praktische Anwendung bisher meist Angaben über Fehler und Unschärfe prognostizierter Stoffausträge in der Landschaft.

Die Prognose von Stoffausträgen kann auf mehreren Wegen erfolgen: i) durch deterministische Modelle, in denen Prozesse beschrieben werden und die für die lokalen Gegebenheiten parametrisiert werden müssen, oder ii) durch empirische Modelle, in denen, weitgehend ohne Parametrisierung von Prozessen, Beziehungen zwischen Sickerwasserqualität und Elementausträgen auf der einen, und einfach zu messenden Parametern des Ökosystems bzw. des Bodens auf der anderen Seite, abgeleitet werden.

Prognosen zum Elementaustrag aus Waldökosystemen werden derzeit fast ausschließlich mit deterministischen Modellen erstellt. Vor allem zur Prognose des N-Austrags aus Waldökosystemen wurden in neuerer Zeit mehrere spezielle Modelle entwickelt (z.B. MERLIN: COSBY *et al.*, 1997; PnET-CN: ABER *et al.*, 1997; INCA: WHITEHEAD *et al.*, 1998a,b), in denen die Prozesse des N-Umsatzes parametrisiert sind. Zur Prognose des Austrags von Al und „basischer“ Kationen (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) fanden v.a. Modelle Verwendung, in denen die Prozesse Ionenaustausch, Verwitterung und die Steuerfunktion "mobiler" Anionen (SO_4^{2-} und NO_3^-) parame-

trisiert sind (z.B.: MAGIC: COSBY *et al.*, 1985; SAFE/PROFILE: SVERDRUP *et al.*, 1995; SMART/RESAM/NUCSAM: VAN DER SALM *et al.*, 1995). Der S-Austrag von Waldökosystemen wurde meist durch die Anwendung deterministischer Stoffhaushaltsmodelle, in denen die SO_4^{2-} Adsorptions-Desorptions-Kinetik parametrisiert ist, vorhergesagt (z.B. MAGIC: COSBY *et al.*, 1985; ILWAS/NuCM: LIU *et al.*, 1992). Alle deterministischen Modelle haben gemeinsam, daß sie eine hohe Anzahl von Eingabeparametern benötigen, die nur für intensiv untersuchte Standorte vorliegen. Für jeden Standort ist eine aufwendige Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der Modelle notwendig. Da die erforderlichen Eingabeparameter für deterministische Modelle in der Fläche nicht vorliegen, ist eine flächenhafte Extrapolation der Prognosen nicht möglich.

Beim empirischen Modellierungsansatz werden dagegen Ökosystemparameter, die Schlüsselgrößen für den Stoffumsatz im Ökosystem darstellen und dadurch eine Indikatorfunktion für den Elementaustrag besitzen, mit Elementflüssen zu mathematischen Funktionen kombiniert. Diese sogenannten „Transferfunktionen“ sollen eine Berechnung von Stoffausträgen für mineralische Elemente auf der Basis einfach zu messender, flächig verfügbarer Daten ermöglichen. Als „Indikatoren“ für den Stoffhaushalt dienen hierbei neben den Stoffeinträgen Zustandsgrößen von Waldökosystemen wie Humus- und Bodeneigenschaften, Ernährungszustand und Vegetationsdaten. Der Ansatz der Transferfunktionen ist hoch aggregiert und vernachlässigt zeitliche und räumliche Heterogenitäten. Auf der zeitlichen Skala werden (mehrjährige) Mittelwerte der Stoffflüsse angestrebt. Räumlich erfolgt die Extrapolation des Elementaustrages auf Ökosystemebene (Bestand, Standortseinheit, Wassereinzugsgebiet).

Ziel des vorgestellten Projektes ist die Ableitung von verallgemeinerbaren „Transferfunktionen“ für die zeitliche und räumliche Prognose des Elementaustrages mit dem Sickerwasser und der Sickerwasserqualität als Funktion von Deposition (Elementeintrag) und Ökosystemparametern. Im Mittelpunkt stehen die langjährigen Flüsse der Elemente N, S, Ca, K, Mg, H^+ und Al^{3+} .

2. Methoden

Zur Ableitung der Transferfunktionen wurde eine bestehende Datenbank zum N-Haushalt von Waldökosystemen (DISE *et al.* 1998a) den Anforderungen für die Ableitung von Transferfunktionen der Stoffflüsse mineralischer Elemente angepaßt und in ein einheitliches Format gebracht (MS-ACCESS). Die Datenquellen sind in Tab. 1 erläutert. Die so geschaffene „Rohdatenbasis“ umfaßt z.Zt. insgesamt 304 Datensätze, wovon allerdings mehrere Standorte mit längerem Untersuchungszeitraum wiederholt mit verschiedenen Bilanzierungszeiträumen vorkommen. Die Lage der insgesamt ca. 200 Standorte in Europa ist in Abb. 1 dargestellt. Zur weiteren Auswertung wurde bei mehrfach vorkommenden Standorten jeweils der längere Bilanzierungszeitraum zur weiteren Analyse ausgewählt. Als „Qualitätskriterium“ für die

Stoffflüsse wurde bei vorliegenden Chlorid-Flüssen eine möglichst geschlossene Chlorid-Bilanz vorausgesetzt. Hierbei wurden solche Studien von der weiteren Auswertung ausgeschlossen, die Abweichungen von über 50 % einer geschlossenen Bilanz aufwiesen. Bei fehlenden

Chlorid-Flüssen wurde bislang kein weiteres Ausschlußkriterium angewendet. Anhand von Literaturstudien und direkter Kontaktaufnahme mit den Arbeitsgruppen wurde die ursprüngliche Datenbasis um Standortparameter und fehlende Mineralstoffflüsse erweitert.

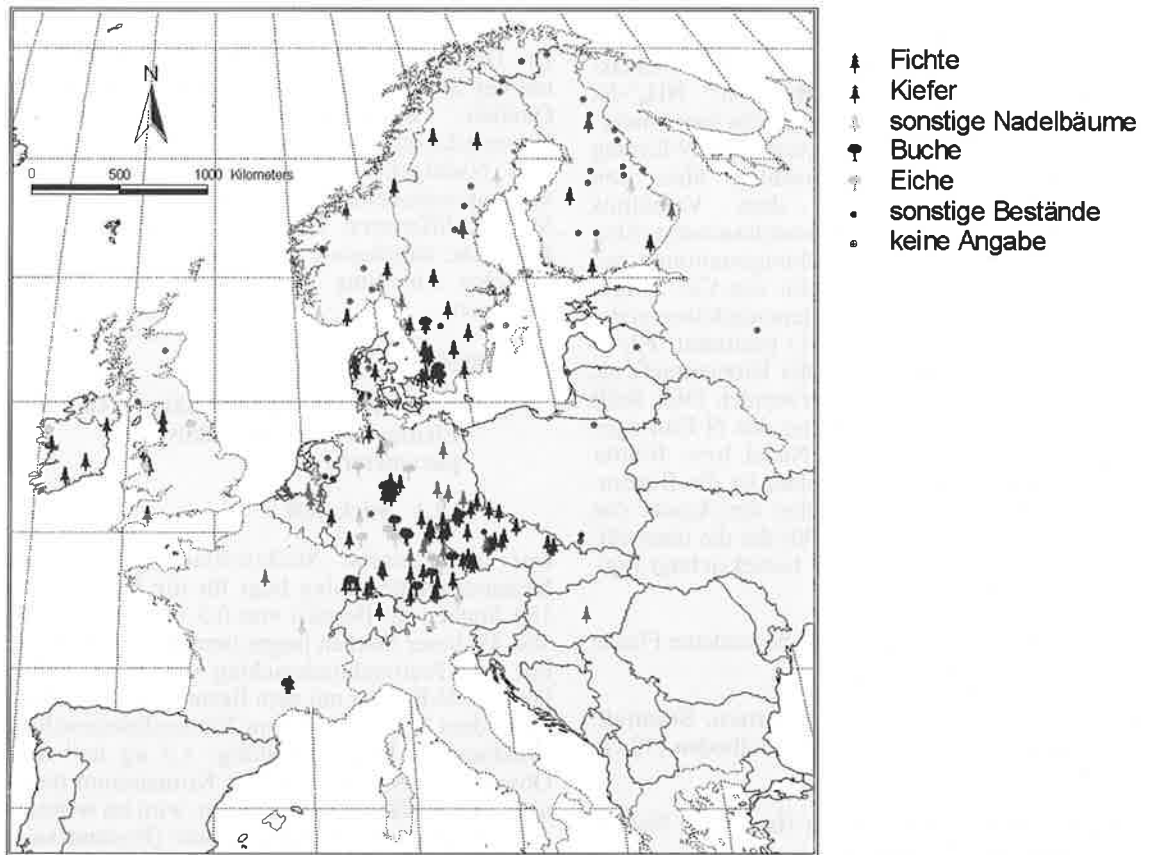


Abbildung 1

Lage und Hauptbaumart der verwendeten europäischen Waldökosystemstudien.

Nach Anwendung der oben beschriebenen Kriterien zur Qualitäts- und Homogenitätssicherung der Ausgangsdaten verblieb eine 154 Standorte umfassende Datenbasis mit Untersuchungszeiträumen von 1971-1998. In 41 % dieser Studien wird der Elementausttrag mit dem Gebietsabfluß bestimmt (Einzugsgebietsstudien); bei 51 % wird der Elementumsatz auf Bestandesebene bilanziert („Plot“-Studien) wobei das Sickerwasser die Aus-

tragsgröße darstellt. Von 8 % der Studien ist derzeit die Meßebene des Austrages unbekannt. Auf etwa 65 % der Standorte sind Nadelbäume die Hauptbaumart, in 14 % dominieren dagegen Laubbäume. Die Baumartenverteilung der restlichen Standorte (21 %) ist entweder nicht genau bekannt oder es handelt sich um nicht näher charakterisierte Mischbestände aus Laub- und Nadelhölzern.

Tabelle 1

Verwendete Datenbasis

Datenbasis	Anzahl der Studien	Periode	Referenz
ENSF	59	1969-1987	HAUHS <i>et al.</i> , 1989
UNECE-ICP	29	1991-1994	FORSIUS <i>et al.</i> , 1995, KLEEMOLA und FORSIUS, 1996, 1997, 1999
ECOFEE	33	1985-1993	GUNDERSEN, 1995
NITREX/EXMAN	11	1984-1994	BREDEMEIER <i>et al.</i> , 1998; KREUTZER <i>et al.</i> , 1998; GUNDERSEN <i>et al.</i> , 1998b
GEOMON	19	1998	FOTTOVA <i>et al.</i> , 1998
ANDERSON <i>et al.</i>	17	n. b.	ANDERSON <i>et al.</i> 1995
Eigene LiteraturRecherchen und sonstige Quellen	136		Verschiedene

Die Datenbasis umfasst derzeit folgende Informationen:

- Allgemeine Standortbeschreibungen: Höhenlage, Exposition, Lufttemperatur, Ausgangsgestein, Bodentyp und –art.
- Wasser- und Elementflüsse der Hauptelemente mit Freiland-, Bestandesniederschlag und dem Austrag mit dem Sickerwasser bzw. dem Gebietsabfluß (H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{n+} , NH_4^+-N ; $NO_3^- -N$; $SO_4^{2-} -S$; Cl^-) auf jährliche bzw. mehrjähriger Basis: In 21 Fällen wurde der N-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag über den Freilandniederschlag aus dem Verhältnis zwischen Freiland- und Bestandesniederschlag von benachbarten Untersuchungsstationen bestimmt. Die Gesamtd deposition von Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ wurde über das Kronenraumbilanzmodell in Anhalt an ULRICH (1991) bestimmt. Für N wird derzeit der Eintrag mit der Kronentraufe als Input für das Ökosystem verwendet. Dies stellt sicher eine Minimalschätzung des N-Eintrages dar, da N-Aufnahme über Nadel bzw. Blätter nicht berücksichtigt ist. Geplant ist die Bestimmung N-Gesamtd deposition über den Ansatz von VAN DER MAAS *et al.* (1990) der die oberirridische Aufnahme von $NH_4^+ -N$ berücksichtigt (vgl. DE VRIES *et al.*, 1998).
- Baumart und –alter; Anteil der bewaldeten Fläche (bei Einzugsgebieten).
- N-Gehalte im Nadeln bzw. Blättern, Streufall, Humusauflage und oberem Mineralboden (30 cm Tiefe).
- K-, Ca- und Mg-Gehalte im Humus, in Nadeln bzw. Blättern und Streufall.
- S-Gehalte im Humus und Mineralboden.
- pH-Wert und Basensättigung in verschiedenen Bodentiefen (Horizontweise)

- Humusform und Humusmächtigkeit
- C:N-Verhältnis in Humusauflage und Mineralboden.

Die Erweiterung aller Studien um die vorgesehenen Parameter ist im gegenwärtigen Bearbeitungsstand noch nicht abgeschlossen.

Die Datengrundlagen zur Ableitung der Indikatoren des Stoffhaushalts stammen von verschiedenen Quellen, wodurch Methodik (Beprobung, Versuchslayout, Analytik), Beprobungszeitpunkte (z.B. Nadelgehalte) und Definition einiger Ökosystemkomponenten zwischen den verschiedenen Studien differieren. Durch diese Variabilität entsteht eine unbekannte Fehlergröße in den Daten, die eine Ableitung von strengen Beziehungen erschwert.

3. Ergebnisse

3.1 Elementausträge in Abhängigkeit von Elementeintrag und Ökosystemparametern

3.1.1 Stickstoff

Der anorganische Stickstoffeintrag mit dem Bestandesniederschlag liegt für die betrachteten 154 Studien im Bereich von $0,3 - 68 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Von 49 dieser Studien liegen derzeit auch N-Flüsse mit dem Freilandniederschlag vor; in 14 Fällen liegt der N-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag unter dem Eintrag mit dem Freilandniederschlag (Median der Unterschreitung: $1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Obwohl die N-Aufnahme im Kronenraum daher nicht vernachlässigt werden kann, wird im weiteren der N-Eintrag mit der Kronentraufe (Bestandesniederschlag) als Schätzwert für den N-Eintrag in Waldökosysteme verwendet. Bei ausreichender Datenbasis ist eine Abschätzung der Kronenraumaufnahme von N vorgesehen (vgl. Kap. 7). Die Betrachtung der regionalen Verteilung des N-Eintrages in Europa (nicht dargestellt) zeigt die Häufung

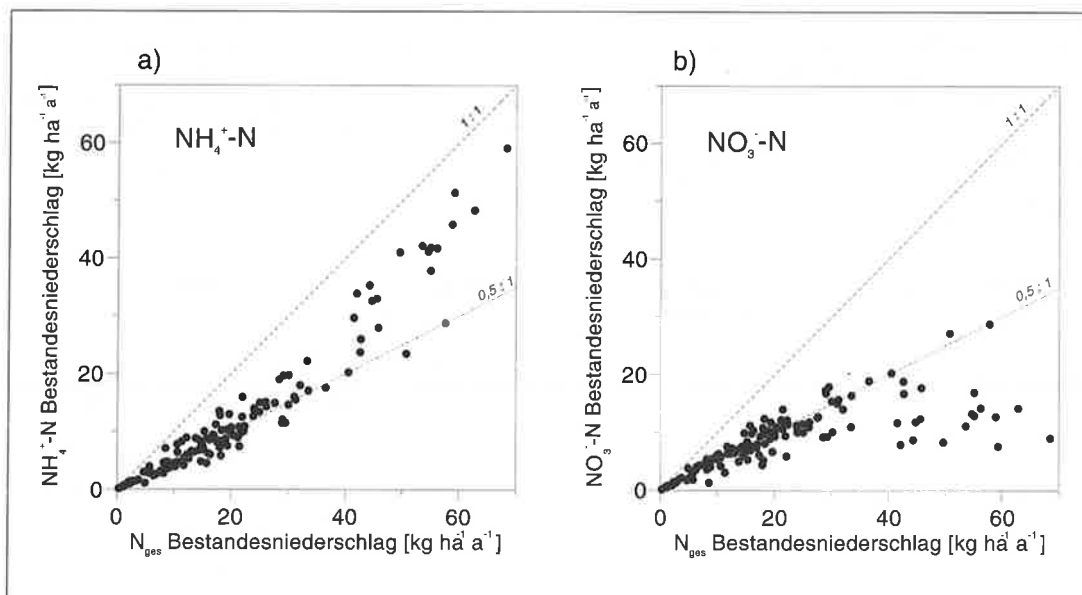


Abbildung 2

Eintrag von $NH_4^+ -N$ (a) und $NO_3^- -N$ (b) mit dem Bestandesniederschlag im Verhältnis zum Gesamt-Stickstoffeintrag (N_{ges}) mit dem Bestandesniederschlag.

hoher N-Einträge in Mitteleuropa, insbesondere im Bereich der Niederlande, Norddeutschland und Dänemark und deckt sich gut mit der N-Belastung der Atmosphäre.

Beim Vergleich der Anteile von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Bestandesniederschlag (Abb. 2) zeigt sich die Dominanz von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bei Standorten mit hohen N-Einträgen ($>30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Der Anteil des $\text{NO}_3\text{-N}$ Eintrag erreicht bei diesen hohen N-Einträgen nur an wenigen Standorten 50 % des Gesamteintrages und liegt i.A. im Bereich von $10 - 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bemerkenswert ist, daß alle betrachteten Studien mit N-Einträgen über ca. $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Bestandesstudien („Plots“) gemessen wurden; die N-Einträge der Einzugsgebiete liegen dagegen unter-

halb $31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In Abb. 3 sind die Häufigkeitsverteilungen von N-Eintrag (Bestandesniederschlag) und N-Austrag (Sickerwasser bzw. Gebietsabfluß) für die 154 Fallstudien dargestellt. Der Median des N-Eintrages beträgt $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, während er für die Austräge $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beträgt. Deutlich ist die Verschiebung der Austragsverteilung zu geringen N-Austrägen hin ersichtlich,

In der überwiegenden Anzahl der betrachteten Studien liegt daher der N-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag unter dem N-Austrag (Abb. 4). Waldökosysteme halten daher entweder überwiegend den eingetragenen Stickstoff zurück oder geben ihn als gasförmige Emissionen (N_2O , NO , NO_2) an die Atmosphäre ab. In 7 Fällen liegt der

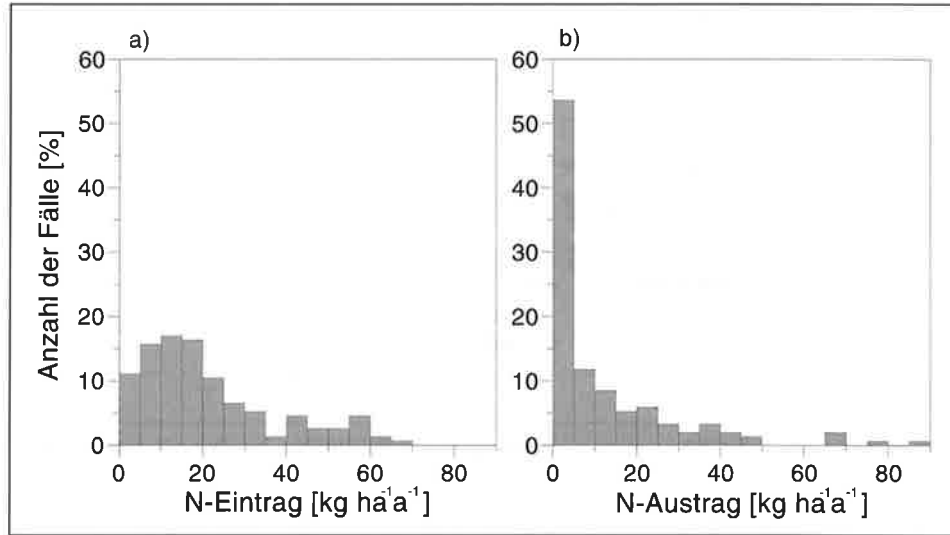


Abbildung 3

Häufigkeitsverteilungen vom N-Eintrag mit der Kronentraufe (a) und N-Austrag mit dem Abfluß bzw. Sickerwasser (b).

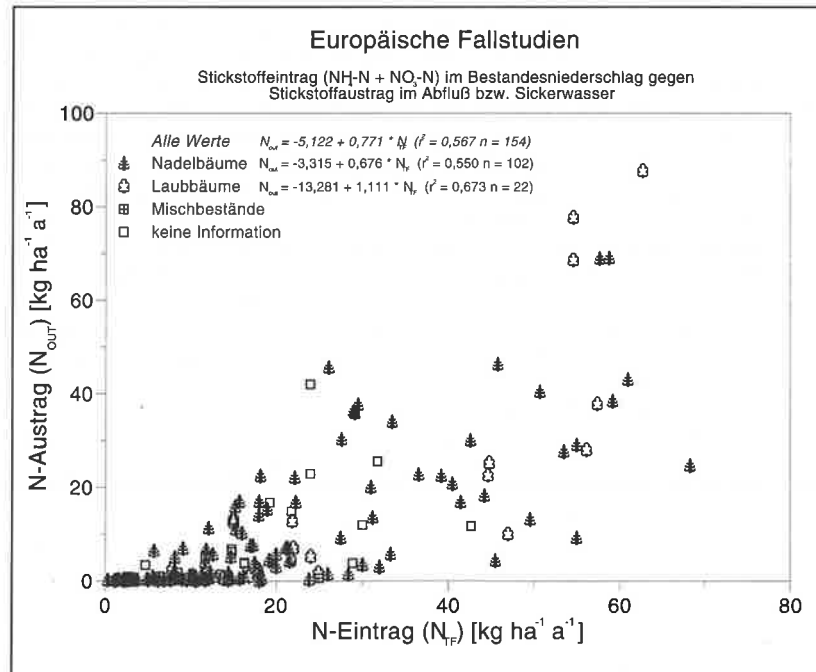


Abbildung 4

Eintrags-Austrags Beziehung für Stickstoff von 154 europäischen Fallstudien in Abhängigkeit von der Hauptbaumart.

N-Austrag deutlich über dem N-Eintrag, was Ursache einer Störung des Stickstoffkreislaufes sein kann. Für einen dieser Standorte ist der hohe N-Austrag ($45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) durch einen Insektenbefall hervorgerufen (vgl. GUNDERSEN, 1995). Für die 5 Standorte mit Austrägen im Bereich um $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ dürfte der Unterschied zwischen

Ammonium-erhalten, weniger als 50 % des eingebrachten Stickstoffs ausgetragen. Hohe NH_4^+ -Einträge können von Waldökosystemen offensichtlich besser von der Vegetation und vom Boden zurückgehalten werden als hohe NO_3^- -Einträge.

Neben der Höhe des N-Eintrages wurde das C/N-

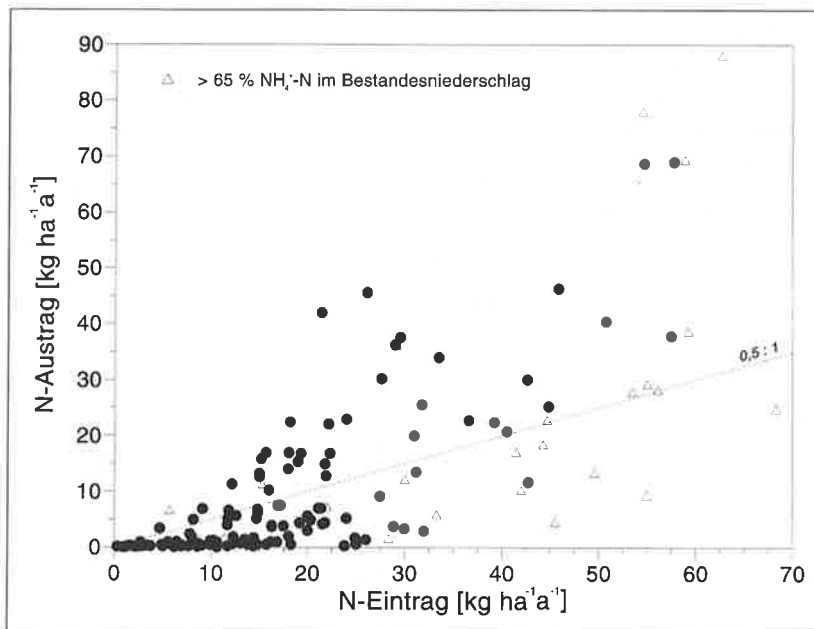


Abbildung 5

Eintrags-Austrags Beziehung für Stickstoff von 154 europäischen Fallstudien. Studien mit dominierendem Ammonium-Eintrag sind als offene Dreiecke dargestellt

Eintrag und Austrag im Bereich der Unsicherheit der Eintragsbestimmung liegen. In Übereinstimmung mit anderen Studien (DISE und WRIGHT, 1995; GUNDERSEN, 1995; DISE *et al.* 1998b) zeigt sich ein „Schwellenwert“ von ca. $10\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N-Eintrag unterhalb dessen kaum N-Austrag zu beobachten ist. Zwischen dem N-Eintrag mit der Kronentraufe und dem N-Austrag besteht zwar eine signifikante Beziehung, allerdings ist die Variabilität der Austräge bei gleichem N-Eintrag sehr hoch, so daß diese Beziehung nur eingeschränkten Wert für die Vorhersage des N-Austrags hat. Desweiteren ist in Abb. 4 zu erkennen, daß es keine erkennbare Klusterung der Eintrags-Austrags-Beziehung im Hinblick auf die Baumart gibt. Unterhalb von $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N-Eintrag liegen Laubbaumstandorte zwar bevorzugt im unteren Bereich der Eintrags-Austrags-Beziehung, sind damit aber immer noch innerhalb der auch an Nadelbaumstandorten beobachteten Variationsbreite. Hierbei ist auch die deutlich geringere Anzahl von Laubbaumstandorten ($n=22$) im Vergleich zu den Nadelbaumstandorten ($n=102$) zu beachten. Auch bei hohen N-Einträgen sind Standorte mit verhältnismäßig hoher N-Retention in der Datenbasis vorhanden (Abb. 4).

Werden die Eintragsdaten nach dem Anteil von NH_4^+ -N im Bestandesniederschlag gruppiert (Abb. 5) so zeigt sich bei hohen N-Einträgen ($>30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für Studien mit hohen Ammonium-Anteilen im Bestandesniederschlag das vermehrte Auftreten von N-Retention. Mit wenigen Ausnahmen wird bei Studien die über 65 % des N-Eintrags als

Verhältnis der Humusaufgabe als weiterer Einflußfaktor für den N-Austrag erkannt (vgl. DISE, *et al.* 1998a; GUNDERSEN *et al.*, 1998a). In Abb. 6 ist der N-Austrag in Abhängigkeit von dem C/N-Verhältnis des Auflagehumus dargestellt. Für die betrachtete Datenbasis läßt sich keine strenge Korrelation zwischen den beiden Größen zeigen. Es wird allerdings deutlich, daß mit Ausnahme eines Standortes oberhalb eines C:N-Verhältnisses von ca. 30 nur geringe N-Austragsraten beobachtbar sind. Unterhalb dieses Wertes nimmt die Variabilität der Gebietsausträge stark zu. Ein unterschiedliches Verhalten von Laub- und Nadelbäumen ist aus der vorliegenden Datenbasis nicht abzuleiten. Da der N-Austrag auch stark vom N-Eintrag abhängt, wurde in Abb. 7 eine Klassifizierung nach Eintragsklassen durchgeführt. Die Mehrzahl der Studien wurde auf Nadelbaumstandorten durchgeführt, die Klassifizierung beschränkt sich daher auf diese Standorte. Unterhalb von N-Einträgen von ca. $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sind unabhängig vom C/N-Verhältnis nur geringe N-Austräge vorhanden. Allerdings zeigt sich eine Tendenz zu Anstieg des N-Austrags bei geringen C/N-Verhältnissen. Auffällig ist ein Standort, der bei einem C/N-Verhältnis von ca. 28 einen für diese Eintragsklasse vergleichsweise hohen Austrag von ca. $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aufweist. Der vergleichsweise hohe N-Austrag wird als Folge eines Bestockungswandels von tiefwurzelnder Buche nach flachwurzelnder Fichte gedeutet, wobei im tieferen Mineralboden die reliktsche organische Substanz sukzessive mineralisiert wird (vgl. FEGGER, 1993). In der Eintragsklasse 15-

30 kg ha⁻¹ a⁻¹ zeigt sich, bei zugegeben noch hoher Variabilität, die Tendenz zu hohen N-Austrägen bei C/N-Verhältnissen unterhalb etwa 25. Wiederum weicht ein Standort mit einem niedrigem C/N-Verhältnis (17,5) bei gleichzeitig geringem N-Austrag (4,4 kg ha⁻¹ a⁻¹) sehr stark von der allgemeinen Tendenz ab. Der Standort wurde in der Vergangenheit mit hohen Stickstoffmengen gedüngt, wodurch sich das sehr enge C/N-Verhältnis erklärt. Die Eintragsklasse hoher N-Einträge (über 30 kg ha⁻¹ a⁻¹)

zeigt eine hohe Variabilität der N-Austräge. Die höchste Abweichung von der allgemeinen Tendenz zeigt ein Kiefernstandort in Belgien. Da es sich bei diesem Standort um die Erstaufforstung einer Heidefläche handelt, dürfte das hohe C/N-Verhältnis noch den Zustand der Heide widerspiegeln. Wiederum zeigt sich, daß neben Standortseigenschaften und N-Einträgen auch die Nutzungsgeschichte einen starken Einfluß auf die N-Umsätze hat und daher mitbetrachtet werden muss.

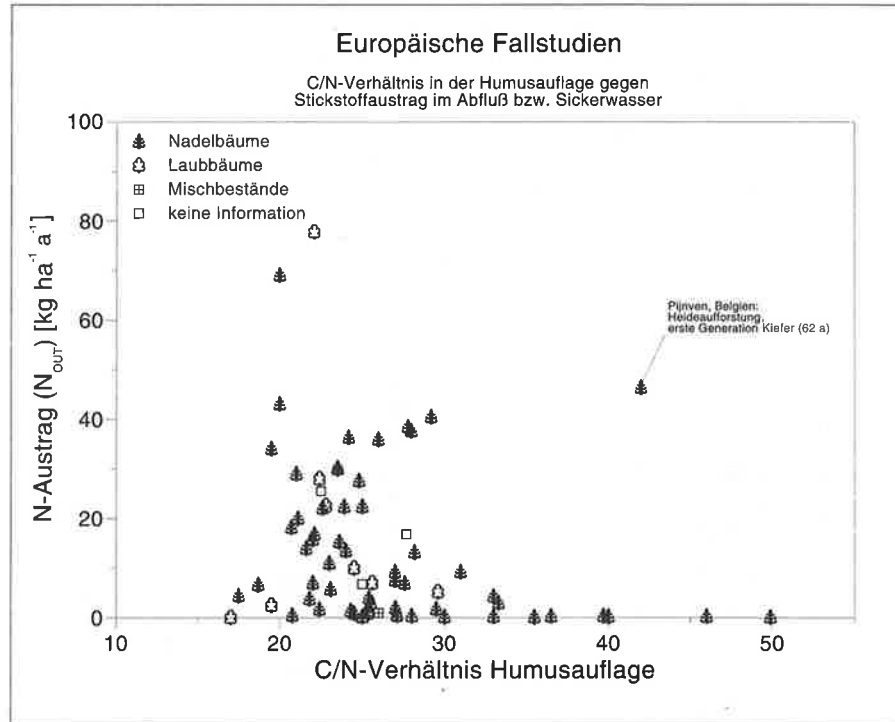


Abbildung 6

Beziehung von N-Austrag und C:N-Verhältnis [g g⁻¹] der Humusauflage. Gruppierung nach dominierender Baumart

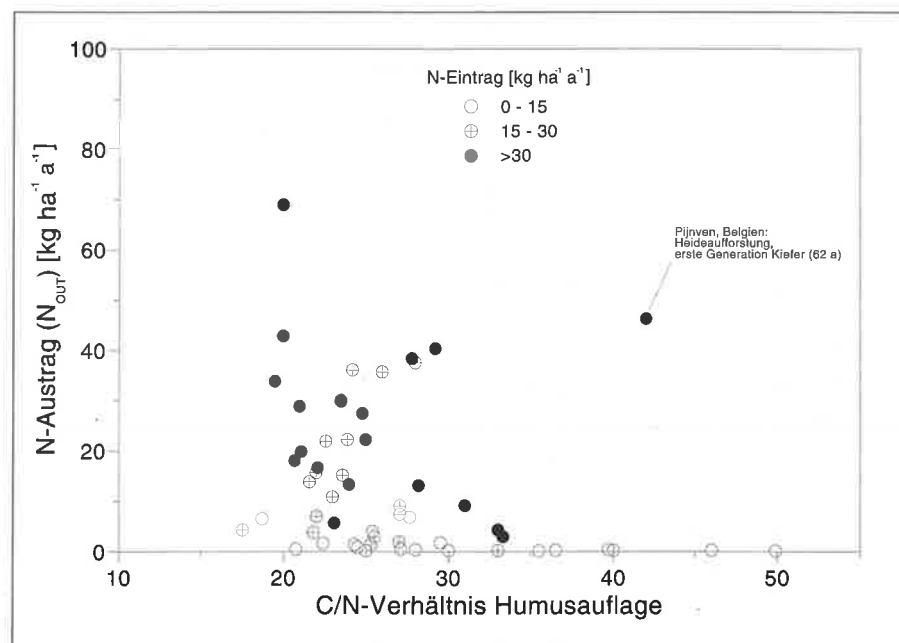


Abbildung 7

Abhängigkeit des N-Austrags vom C/N-Verhältnis und N-Eintrag (nur Nadelbaumstandorte)

Als derzeitiger Stand der Auswertungen läßt sich zwar noch keine strenge mathematische Funktion zur Beschreibung des N-Austrags von Waldökosystemen angeben, hingegen lassen sich Risikostandorte, an denen eine hoher N-Austrag zu erwarten ist klar von Standorten trennen, an denen nur ein geringes Risiko für N-Austrag vorhanden ist. Geringes Risiko für N-Austrag haben dabei Standorte die ein sehr hohes C/N-Verhältnis der Humusaufgabe (>30) und/oder geringe N-Einträge (<10-15 kg ha⁻¹ a⁻¹) aufweisen. Ein historischer Nutzungswandel von laubwalddominierenden Wäldern nach Fichtenmonokulturen ist allerdings auch an diesen Standorten als Risikofaktor für erhöhten N-Austrag zu werten. Einträge über 30 kg ha⁻¹ a⁻¹ stellen generell ein hohes Risiko in Bezug auf den N-Austrag dar. Erhält der Standort allerdings den Hauptanteil des N-Eintrages als NH₄⁺-N so ist im Vergleich

zum NO₃⁻-N dominierten Eintrag gleicher Höhe mit geringeren N-Austrägen zu rechnen.

3.1.2 Schwefel

Für 92 Studien liegen derzeit Eintrags- und Austragswerte für Schwefel vor. Die S-Einträge dieser Studien mit dem Bestandesniederschlag betragen zwischen 1,7 und 145 kg ha⁻¹ a⁻¹, die Austräge zwischen 1,3 und 98 kg ha⁻¹ a⁻¹. S-Eintrag und S-Austrag (Abb. 8) haben im Gegensatz zu Stickstoff eine ähnliche Häufigkeitsverteilung. Auch die Eintrags-Austrags-Beziehung (Abb. 9) zeigt deutliche Unterschiede zu Stickstoff. Waldökosysteme können sowohl Senke als auch Quelle für Schwefel sein. Unterteilt man das Datenkollektiv nach dem Zeitraum der Untersuchungen, so wird deutlich, daß im Zeitraum der 70er/80er Jahre, in

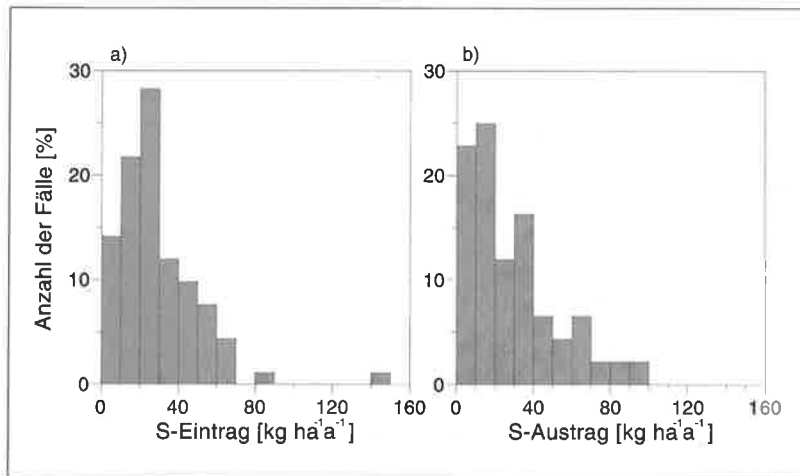


Abbildung 8

Häufigkeitsverteilung von S-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag und S-Austrag mit dem Sickerwasser bzw. Gebietsaustrag.

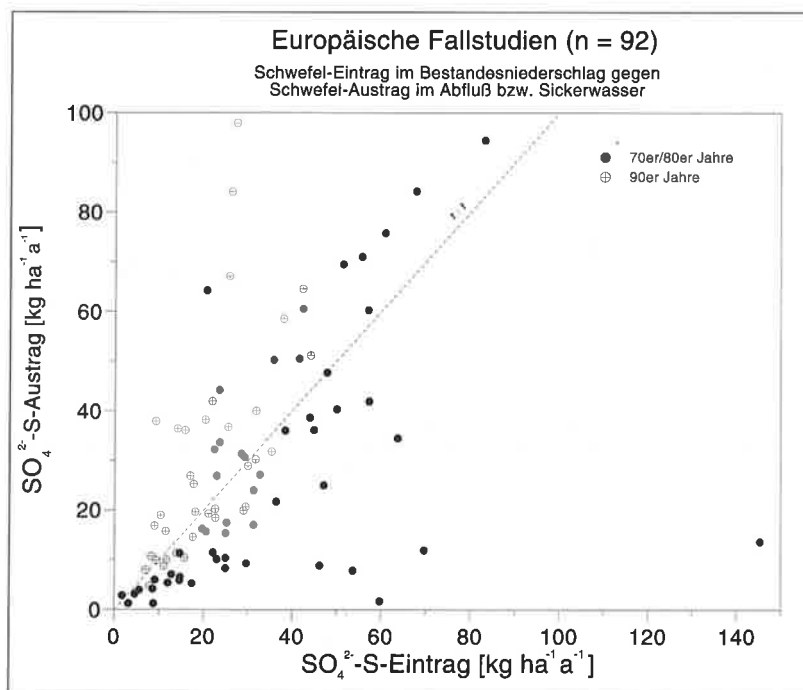


Abbildung 9

Eintrags-Austrags Beziehung für SO₄²⁻-S in Abhängigkeit vom Untersuchungszeitraum.

dem hohe anthropogene S-Einträge gemessen wurden, die Anzahl der Studien die als Senke für S wirken, wesentlich grösser ist als in den 90er Jahren, wo nach dem Rückgang der S-Einträge im Ökosystem gespeicherter Schwefel wieder remobilisiert wird und vermehrt eine Quellfunktion für Schwefel beobachtet wird. Neben dem aktuellen S-Eintrag sind damit auch die historischen S-Einträge und die Speichereigenschaften des Öko-

systems für Schwefel bestimmend für die Höhe des S-Austrages. Bei Betrachtung der Speichereigenschaften der Ökosysteme ist für Einzugsgebiete eine potentielle Retentionsfähigkeit des tieferen Sickerkörpers zu beachten, die bei Messungen auf Bestandesebene (Meßebene: Sickerwasseraustrag unterhalb der Hauptwurzelzone) nicht zum tragen kommt.

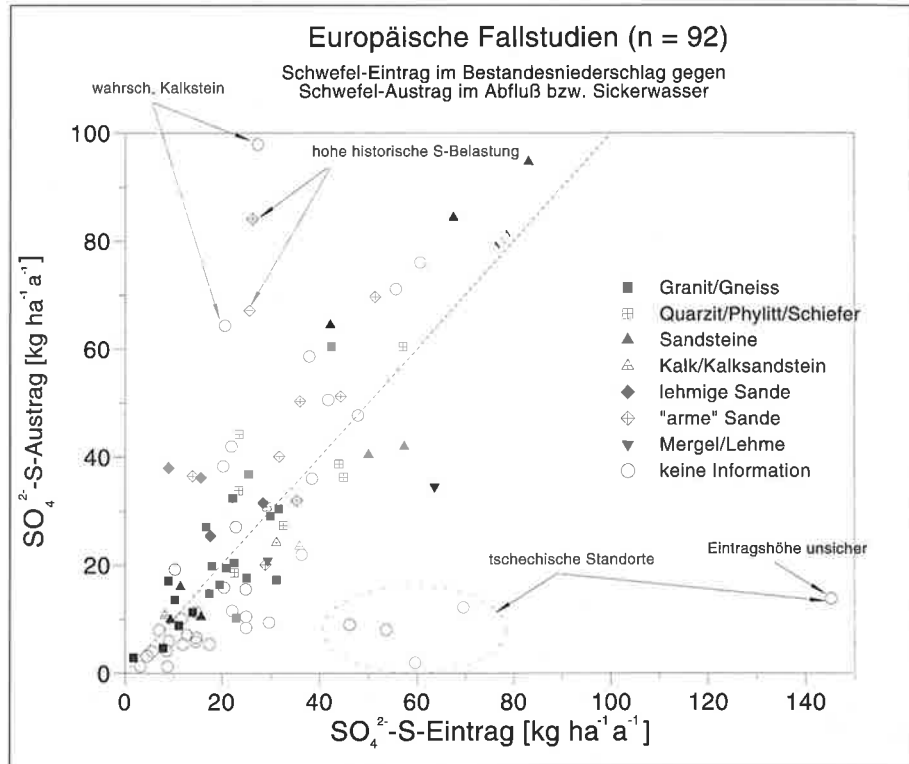


Abbildung 10

Eintrags-Austrags Beziehung für SO_4^{2-} -S in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein der Bodenbildung

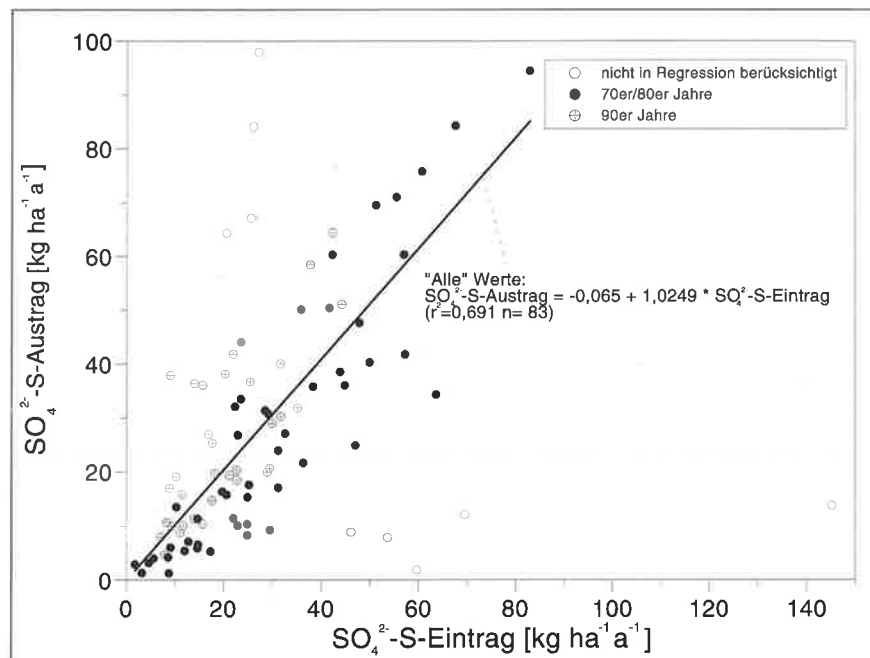


Abbildung 11

Regression zwischen SO_4^{2-} -S-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag und SO_4^{2-} -S-Austrag mit dem Sickerwasser bzw. Abfluß (o: Werte nicht in Regression berücksichtigt).

Abb. 10 zeigt die Eintrags-Austrags-Beziehung für S in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein der Bodenbildung. Eine klare Gruppierung der Beziehung in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein ist nicht ersichtlich. Offensichtlich überlagern sich die historische S-Eintragsituation mit dem Faktor der Meßebe (Einzugsgebiet/„Plot“), so daß der Einfluß des Ausgangsgesteins verwischt wird. Allerdings lassen sich zwei Studien mit sehr hoher Quellenfunktion als historisch hoch belastete Standorte in Ostdeutschland identifizieren. Zwei weitere Standorte befinden sich auf Kalkstein (Einzugsgebiete). Hier sind auch sulfatische Verbindungen im Untergrund als S-Quelle denkbar. Bei den Standorten mit ausgeprägter Senkenfunktion ist das Ausgangssubstrat bisher noch nicht ermittelt. Allerdings ist auffällig, daß alle diese Studien tschechische Studien aus den 70er und 80er Jahren und mit einer Ausnahme Einzugsgebietsstudien sind. Trotz plausibler Chlorid-Bilanz erscheinen die Austräge dieser Gebiete im Verhältnis zum

Eintrag zu gering. Die extreme Eintragshöhe eines Standorts von fast $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erscheint aufgrund von Einträgen unter $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im selben Gebiet Ende der 90er Jahre auch bei Beachtung des S-Depositionsrückganges unsicher.

Berücksichtigt man die oben beschriebenen Standorte nicht (Abb. 11), so läßt sich allein mit dem S-Eintrag über den Bestandesniederschlag fast 70 % der Variabilität im Gebietsaustrag erklären.

In Abb. 12 ist die Beziehung zwischen dem pH-Wert im Mineralboden und dem Schwefelaustrag dargestellt. Ausgewählt wurden nur Bestandesstudien („Plots“) bei denen die Meßebe des Austrags die Untergrenze des Hauptwurzelraumes ist (entspricht in etwa dem C-Horizont). Für das gesamte Datenkollektiv ergibt sich keine Beziehung zwischen pH-Wert und Gebietsaustrag an S. Werden nur die Studien der 70er und 80er Jahre betrachtet, so zeigt sich eine Tendenz zu hohen Austrägen bei tiefen pH-Werten. Gleiches Substrat

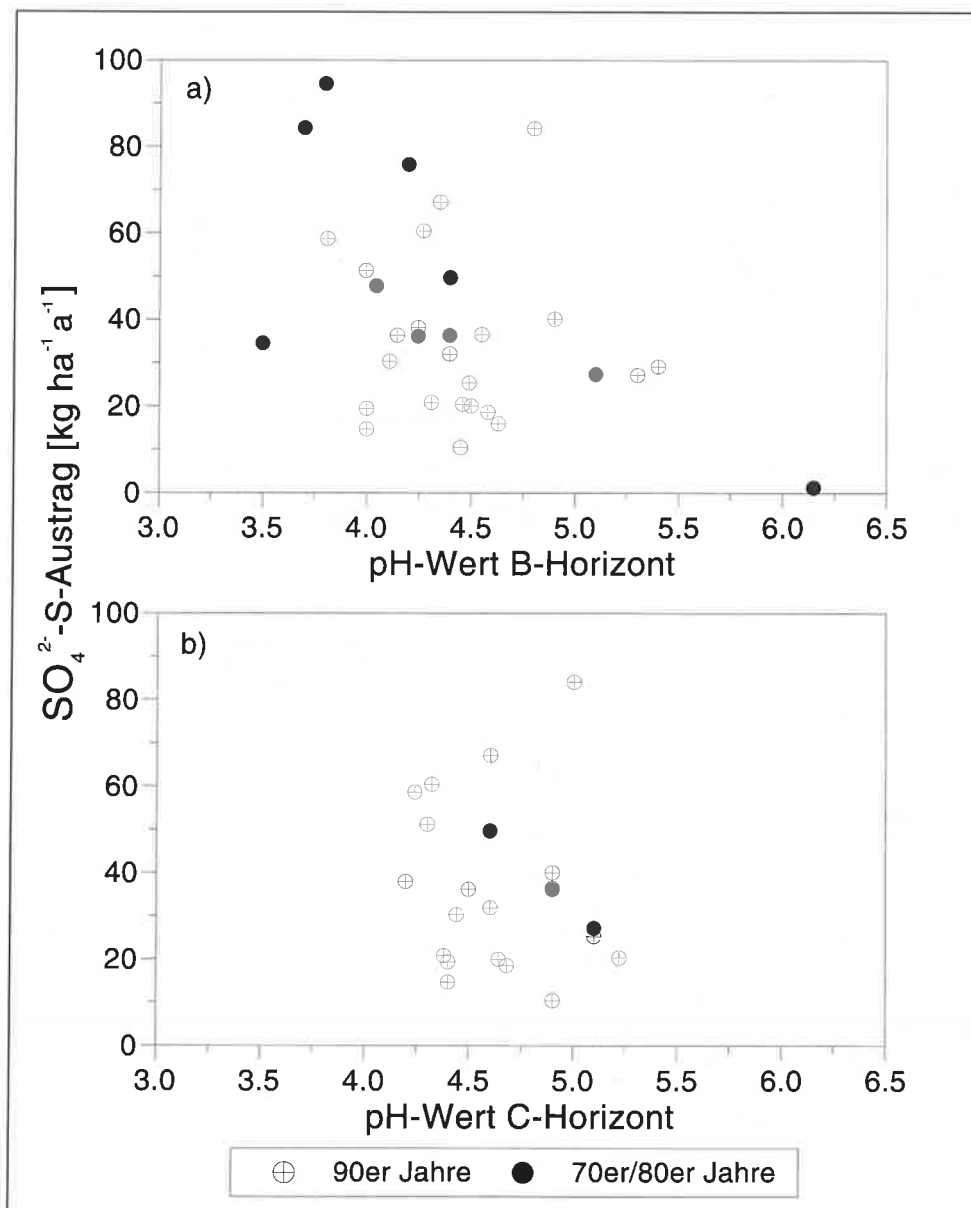


Abbildung 12

Beziehung zwischen pH-Wert (H_2O) in verschiedenen Bodentiefen und $\text{SO}_4^{2-}\text{-S-Austrag}$ mit dem Sickerwasser („Plot“ Studien).

vorrausgesetzt, sind aufgrund der Zunahme positiver Ladungsstellen bei tiefen pH-Werten allerdings erhöhte S-Sorption und dadurch geringere S-Austräge zu erwarten. Offensichtlich wird dieser Effekt durch unterschiedliche Eintragungshöhen und verschiedene Bodensubstrate überlagert, so daß auch bei den relativ hohen Einträgen der 70er und 80er Jahre keine erhöhte S-Retention bei tiefen pH-Werten erkennbar ist. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß die Bindungsplätze für Anionen nach längerandauernden hohen SO_4^{2-} -S-Einträgen gesättigt sein können. Für eine eintrags- und substratdiffenzierte Betrachtung ist die Anzahl der Studien in den 70er und 80er Jahren derzeit allerdings zu gering.

3.1.3 Aluminium

Der Al-Haushalt von Waldökosystemen ist i.A. durch niedrige Einträge und die geringe Einbeziehung in den Biokreislauf gekennzeichnet. Der Al-Eintrag mit dem Bestandsniederschlag wird daher in der überwiegenden Anzahl der Studien nicht erfasst. Die Vorhersage des Al-Austrags hat aufgrund der toxischen Wirkung von ionaren Al^{3+} auf die aquatische Fauna, technischer und toxikologischer Probleme bei der Trinkwassernutzung und evtl. nachteiliger Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum (direkte und antagonistische Wirkungen) einen hohen Stellenwert. In den vorliegenden Studien wird der Al-Austrag allerdings überwiegend als Summe organischer (Al^{org}) und ionarer (Al^{in}) Spezies angegeben. Zwar dürften die organischen Anteile bei hohen Al-Austrägen vernachlässigbar sein, bei geringen Austrägen können sie jedoch in Abhängigkeit des Standortes hohe Anteile am Gesamt-Al-Austrag annehmen. Bei der Mobilisierung und dem Transport ionarer Al-Verbindungen im Mineralboden kommt den „mobilen“ Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- entscheidende Bedeutung zu. In Abb. 13 ist daher der Al-Austrag dem Austrag der „mobilen“ Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- gegenübergestellt. Hierbei wurde der gesamte Al-Austrag als ionares Al^{3+} gewertet, was v.a. bei niedrigen Al-Austrägen eine Überschätzung der Äquivalentsumme zur Folge haben dürfte. Die Darstellung zeigt, daß über einem Austrag „mobiler“ Anionen von ca. $2 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die meisten Studien eine gute Beziehung zu Al-Austrag besteht. Eine Beziehung zum Ausgangsgestein ist dagegen nicht zu erkennen. Mit einer Ausnahme stellen diese Studien Bestandesstudien auf „Plot“-Ebene dar. Ist bei hohen N+S-Austrägen nur ein geringer Al-Austrag zu beobachten, handelt es sich meist um Einzugsgebiete auf Kalkstein. In einem Fall treten die geringen Al-Austräge bei hohem N+S-Austrag auf einen Standort in Ostdeutschland mit sehr hoher historischer Staubbelastung auf. Die „mobilen“ Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- werden an diesen Standorten überwiegend von „basischen“ Kationen (v.a. Ca^{2+} und Mg^{2+}) begleitet. Zwischen Austrag an N + S und Al-Austrag ergibt sich für die „Plot“-Studien (ohne Kalkstandorte und den oben beschriebenen Standort) eine signifikante Beziehung ($r^2 = 0,82$, $n = 36$). Der Bereich von $0-2 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N+S-Austrag wird fast ausschließlich von Einzugsgebietsstudien abgedeckt. In der tieferen Sickerstrecke von Einzugsgebieten kann Al durch Freisetzung basisch wirksamer Kationen bzw. Ausfällung

von Al-Verbindungen je nach Fließwegen effektiv abgepuffert werden, was im Vergleich zu „Plot“-Studien zu geringeren Austragsraten führt.

In Abb. 14 ist der Al-Austrag in Abhängigkeit von pH-Wert des Bodens (H_2O) dargestellt. Wie zu erwarten ergibt sich für die Einzugsgebiete keine Abhängigkeit zum pH-Wert des Bodens. Für die „Plot“-Studien zeigt sich jedoch eine signifikante Zunahme der Austräge bei niedrigen pH-Werten.

3.1.4 Nährstoffkationen (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})

Während für NO_3^- und SO_4^{2-} der Eintrag mit dem Bestandesniederschlag als Schätzung des Elementeintrages in Waldökosysteme Verwendung finden kann, muß der Bestandeseintrag der Nährstoffkationen um die Anteile der Kronenauswaschung korrigiert werden. Dies gilt besonders für das Element K^+ , das in hohem Mengen aus den Blattorganen ausgewaschen wird. Die Korrektur erfordert zusätzlich zum Bestandesniederschlag die Eintragsraten mit dem Freilandniederschlag, die bislang nur für ein Teilkollektiv von 27 Standorten vorliegen. Die Gegenüberstellung der summarischen Ein- und Austräge an Nährstoffkationen ergibt keine Abhängigkeiten (nicht dargestellt). Für vier Studien ist die Bilanz schwach positiv, die Standorte können offensichtlich kaum noch größere Mengen an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ verlieren. Eindeutige Beziehungen zu Ausgangsgestein und positiver Bilanz sind aus dem derzeitigen Datenbestand nicht abzuleiten.

Für die Elemente Magnesium (Abb. 15) und Calcium (Abb. 16) ist zusätzlich die Bilanz in Abhängigkeit vom Bestandesniederschlag dargestellt. Vor allem für Magnesium kann der Bestandesniederschlag als erste Schätzung der um die Kronenauswaschung korrigierten Gesamtdosition (GDP) Verwendung finden. Zwischen Bestandesniederschlag und Gesamtdosition zeigt sich hier eine straffe Beziehung (Abb. 15a); der „reale“ Eintrag wird bei Verwendung des Bestandeseintrages nur leicht überschätzt. Extrem negative Bilanzen (Austrag weit über dem Eintrag) ergeben sich erwartungsgemäß für Standorte auf Kalkgesteinen. Hier liegen durch die Carbonatlösung die Austräge um mehr als eine Größenordnung über den Einträgen. Für die restlichen Standorte ergibt sich ebenfalls eine überwiegend negative Bilanz. Für Einzugsgebiete erscheint die Bilanz v.a. bei geringen Mg-Einträgen stärker negativ als für „Plot“-Studien, was im Zusammenhang mit der Abpufferung von Al und Mobilisierung von Mg^{2+} im tieferen Untergrund zu sehen ist. Nur für wenige Standorte ergibt sich eine leicht positive Bilanz, die sich bei Berücksichtigung der Überschätzung der Einträge mit dem Bestandesniederschlag mehr in Richtung geschlossen verschieben dürfte (vgl. auch Abb. 15b). Bei Einträgen über $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erscheint für die „Plot“-Studien eine gewisse Beziehung zum Eintrag zu bestehen; die Bilanz erscheint hier mehr oder weniger geschlossen. Unterhalb dieses Wertes ist die Bilanz dagegen überwiegend negativ.

Für Calcium (Abb. 16) ist die Beziehung zwischen Bestandesniederschlag und Gesamtdosition weniger straff als für Magnesium. Zudem liege für hohe Ca-Einträge derzeit keine Gesamtdositions-

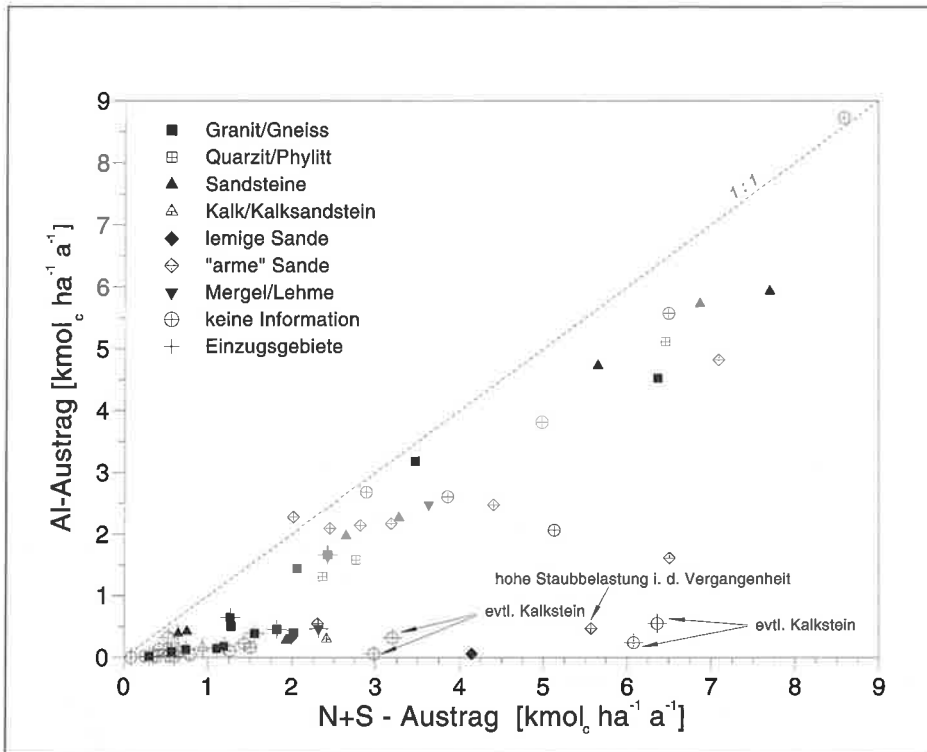


Abbildung 13

AI-Austrag in Abhängigkeit von Austrag der „mobilen“ Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- .

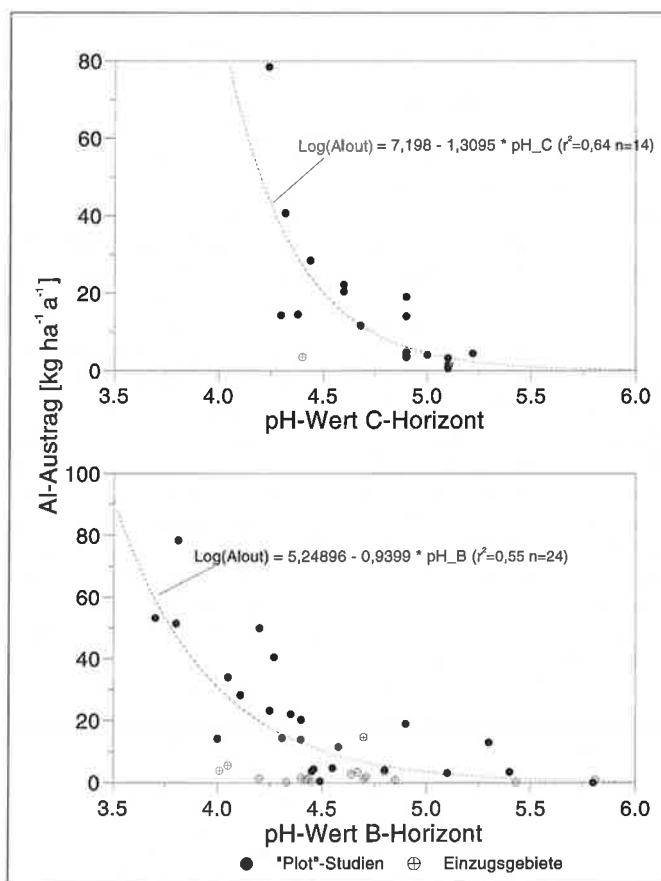


Abbildung 14

Beziehung zwischen Boden-pH-Wert (H_2O) und AI-Austrag. Die dargestellten Regressionsgleichungen beziehen sich auf die „Plot“-Studien.

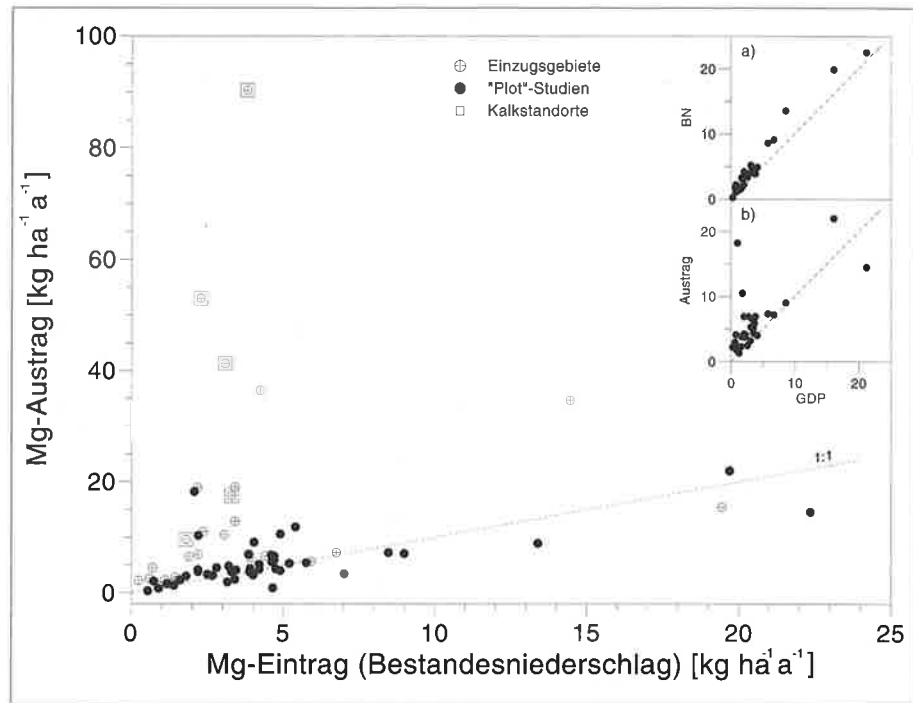


Abbildung 15

Eintrags-Austrags-Bilanz für Magnesium. Die große Abb. zeigt die Abhängigkeit vom Eintrag mit dem Bestandesniederschlag. Kleine Abb.: a) Zusammenhang zwischen Gesamtdeposition (GDP) und Bestandesniederschlag (BN); b) Austrag in Abhängigkeit von der Gesamtdeposition (GDP).

werte vor. Die Beziehung zwischen Bestandesniederschlag und Austrag ist daher vorsichtiger als bei Mg zu interpretieren. Wiederum ist erwartungsgemäß die Bilanz für Calcium auf Kalkstandorten extrem negativ. Auch die nahezu ausnahmslos negative Bilanz der Einzugsgebiete zeigt die gleiche Tendenz wie bei Magnesium. Im Gegensatz

zu Magnesium ist allerdings das vermehrte Auftreten positiver Bilanzen (Eintrag > Austrag) erkennbar. Zudem deutet sich für „Plot“-Standorte unterhalb ca. 8-10 kg ha⁻¹ a⁻¹ eine ausgeglichene bis leicht positive Bilanz an; negative Bilanzen scheinen erst oberhalb dieses Wertes aufzutreten.

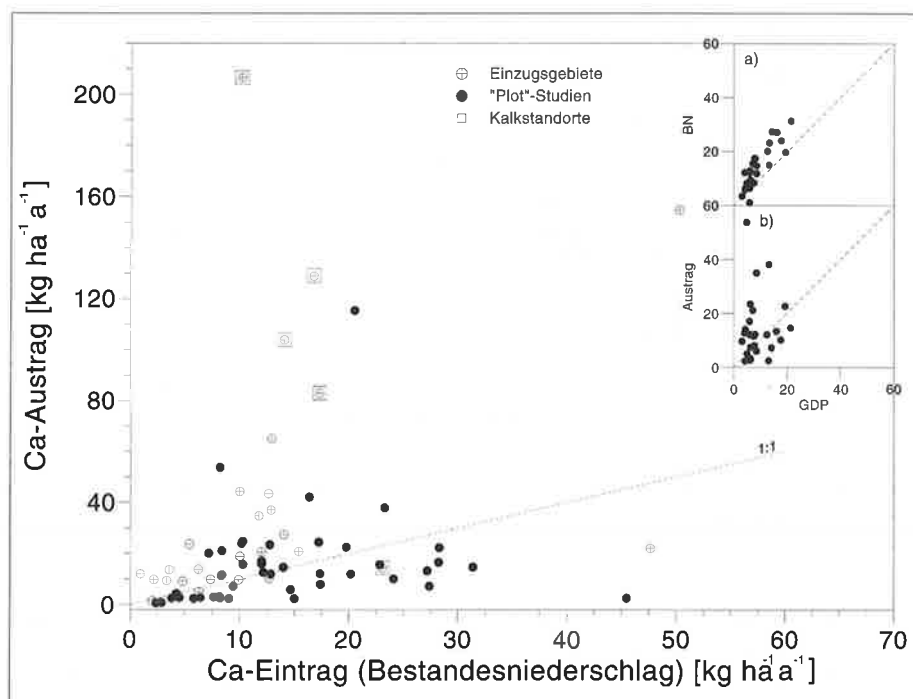


Abbildung 16

Eintrags-Austrags-Bilanz für Calcium. Die große Abb. zeigt die Abhängigkeit vom Eintrag mit dem Bestandesniederschlag. Kleine Abb.: a) Zusammenhang zwischen Gesamtdeposition (GDP) und Bestandesniederschlag (BN); b) Austrag in Abhängigkeit von der Gesamtdeposition (GDP).

Neben den Einträgen ist ferner eine Beziehung der Basensättigung am Austauscher (Anteil der Ionen Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} an der eff. Austauschkapazität) zum Austrag der Nährstoffkationen (K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+}) zu erwarten. Da neben der Basensättigung auch die "mobilen" Anionen NO_3^- und SO_4^{2-} den Kationenaustrag steuern, ist in Abb. 17 der Zusammenhang zwischen Basensättigung am Austauscher und dem Anteil der Nährstoffkationen an der Ionensumme aus "mobilen" Anionen ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) und Nährstoffkationen dargestellt. Einzugsgebiete wurden aufgrund der oben erläuterten Prozesse nicht in der Darstellung verwendet. Wie zu erwarten, ergibt sich nur eine sehr lose Beziehung zwischen der Basensättigung im A-Horizont (Oberboden) und dem Anteil der Nährstoffkationen im Austrag. Der Standort mit fast 75 % Basensättigung im Oberboden ist der schon aus der Al-Beziehung (Abb. 13) bekannte Standort mit hoher historischer Staubbelastung. Die beste Bezie-

„Meßebe“ der Saugkerzen liegt für die betrachteten „Plot“-Studien in etwa im Niveau des C-Horizontes, wodurch hier die beste Beziehung zum Austragsanteil zu erwarten wäre. Zwei Standorte mit Basensättigungen um 50 % im C-Horizont weichen allerdings stark von der Beziehung ab. Bei näherer Betrachtung zeigt sich, daß die vergleichsweise hohe Basensättigung dieser beiden Standorte erst im C-Horizont erreicht wird. Im A- und B-Horizont liegt sie dagegen deutlich unter 10 %. Ein Standort erreicht ca. 70 % Basensättigung im Unterboden wobei wiederum die Nährstoffkationen äquivalent zu NO_3^- und SO_4^{2-} ausgetragen werden. Die Parabraunerde dieses Standorts hat als Ausgangssubstrat der Bodenbildung Feinsedimente des Obermiozäns, wobei im Oberboden eine deutliche Lößlehmkomponente vorkommt. Im Gegensatz zu den anderen Standorten ist hier mit hohen Anteilen an HCO_3^- an der Anionensumme zu rechnen.

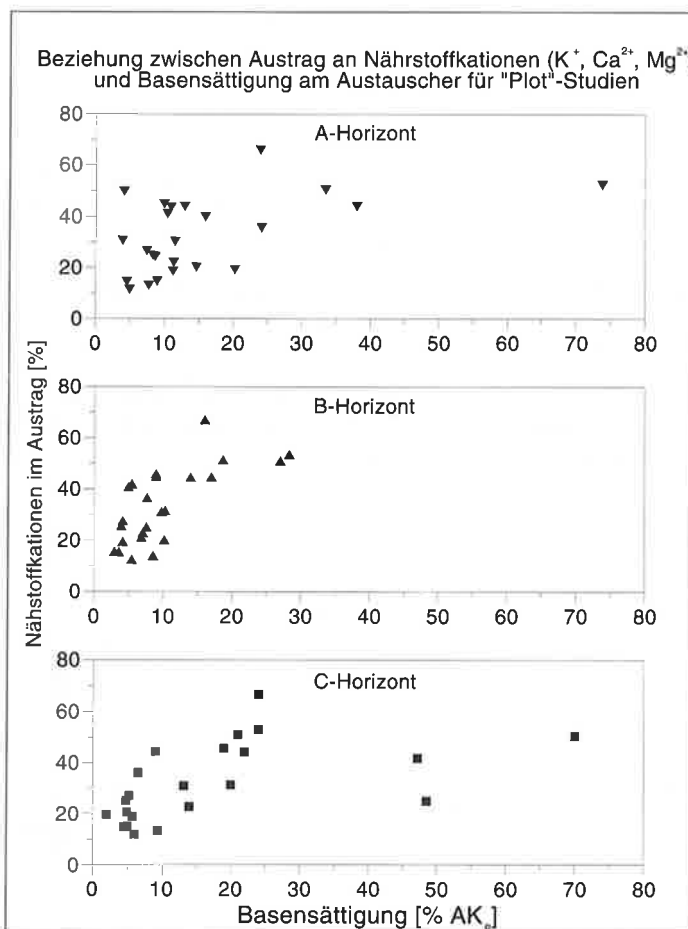


Abbildung 17

Beziehung zwischen dem Anteil an Nährstoffkationen ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$) im Sickerwasseraustrag (Austragsniveau etwa C-Horizont) an der Ionensumme $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ und Basensättigung am Austauscher in verschiedenen Bodentiefen.

hung zwischen Anteil der Nährstoffkationen im Austrag ergibt sich für die Basensättigung der B-Horizonte. Ab etwa 20-30 % Basensättigung sind die Nährstoffkationen mit 50 % an der Austragssumme nahezu äquivalent zu „mobilen“ Anionen vorhanden. Bis zu 25 % Basensättigung erscheint die Beziehung zum Austragsanteil für den C-Horizont wesentlich straffer als für den B-Horizont. Die

4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die Untersuchungen zum Stoffhaushalt von Waldökosystemen zeigen, daß neben dem Stoffeintrag Zustandsgrößen des Waldökosystems wie Humus- und Bodeneigenschaften, Ernährungszustand und Vegetationsdaten kausal mit den Stoffausträgen verknüpft sind. Im derzeitigen Stand der

Auswertungen ist aus den beiden Größen N-Eintrag und C/N-Verhältnis der Humusaufgabe eine Prognose des N-Austrags von Waldökosystemen möglich. Auch für den S-Austrag sowie den Austrag an Nährstoffkationen lassen sich Abhängigkeiten zu Elementeintrag und Ökosystemparametern zeigen. Die Unsicherheit von Vorhersagen zum Elementaustrag mit dem Sickerwasser bzw. Gebietsabfluß ist derzeit allerdings noch relativ hoch. Den Untersuchungen liegt ein vergleichsweise inhomogenes Datenmaterial zugrunde. Die Vergleichbarkeit der Stoffflüsse und Ökosystemparameter ist daher durch unterschiedliche Methodik erschwert. Auswertungen, die innerhalb von intensiv untersuchten Verbundprojekten durchgeführt werden, zeichnen sich durch die Verwendung standardisierter Methoden aus (vgl. GUNDERSEN *et al.*, 1998b). Dadurch ist eine hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet. Allerdings ist hier die Anzahl der untersuchten Standorte sehr beschränkt, wodurch die Repräsentativität der Ergebnisse nicht immer gewährleistet ist. Dem Nachteil der erschwerten Vergleichbarkeit liegt bei Verwendung vieler, unterschiedlicher Standorte daher der Vorteil höherer Repräsentativität der Ergebnisse gegenüber.

Die bestehende Datenbasis wird derzeit noch intensiv um „fehlende“ Ökosystemparameter erweitert. Hierdurch wird sich v.a. für die Betrachtung von S-Al- und Kationenausträgen die Datengrundlage erweitern. In Zukunft ist eine Erweiterung und Überprüfung der an europäischen Daten abgeleiteten Transferfunktionen vorgesehen. Hierfür werden Fallstudien mit Manipulationen des Stoffhaushalts und Untersuchungen nordamerikanischer Standorte verwendet.

Im Anschluß an die Auswertungen erfolgt die Überprüfung der Transferfunktionen an unabhängigen Teilkollektiven, die nicht zur Ableitung der Transferfunktionen herangezogen wurden. Hierzu sind v.a. Fallstudien in der Bundesrepublik vorgesehen (z.B. „Waldklimastationen“ in Bayern, „Stoffbilanzstationen“ in Sachsen). Darüber hinaus wurden in Zusammenarbeit mit der Sächsischen Landesanstalt für Forsten (Graupa) an zusätzlichen Standorten Saugkerzen zur Beprobung des Sickerwassers installiert. Diese Daten werden in Ergänzung zu Bodendaten Bodenzustandserhebung (BZE) in Sachsen für die beispielhafte Regionalisierung von „Indikatoren“ und „Transferfunktionen“ in Sachsen genutzt. Im weiteren können anhand flächenhafter Stoffaustragsprognosen Schutz- und Bewirtschaftungskonzepte für Waldökosysteme abgeleitet werden.

5. Danksagung

Diese Arbeit wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Projektnummer BEO 0339476 C. Wir danken Dr. Bernhard Manderscheid (BITÖK), Dr. Nancy Dise, Dr. Jannette MacDonald (The Open University, Milton Keynes, UK) für die Zusammenarbeit bei Erstellung und Auswertung der Datenbasis sowie Dr. Gerhard Raben (Sächsische Landesanstalt für Forsten, Graupa) für die Überlassung von Boden- und Stoffflußdaten und die Kooperation bei Auswahl und Beprobung von Standorten in Sachsen.

6. Literatur

- ABER, J.D.; OLLINGER, S.V.; DRISCOLL, C.T. (1997): Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modelling*, 101: 61-78.
- ANDERSSON, L.; ARHEIMER, B.; SUNDBLAD, K. (1995): Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on Nitrogen export from small forested catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 84: 81-102.
- BLINKEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H.L. (1999): Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management* 121: 191-213.
- BMLF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (Hrsg.) (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn, 158 S.
- BREDEMEIER, M.; BLANK, K.; XU, J.-Y.; TIETEMA, A.; BOXMAN, A.W.; EMMET, B.; MOLDAN, F.; GUNDERSEN, P.; SCHLEPPI, P.; WRIGHT, R.F. (1998): Input-output balances at the NITREX sites. *Forest ecology and Management* 101, S 57-64.
- COSBY, B.J.; FERRIER, R.C.; JENKINS, A.; EMMETT, B.A.; WRIGHT, R.F.; TIETEMA, A. (1997): Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Model of ecosystem retention and loss of inorganic nitrogen (MERLIN). *Hydrology and Earth System Sciences* 1: 137-158.
- COSBY, B.J.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N.; WRIGHT, R.F. (1985): Modelling the effects of acid deposition: assesment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour. Res.* 21, 51-63.
- DE VRIES, W.; REINDS, G.J.; DEELSTRA H.D.; KLAP, J.M.; VEL, E.M. (1998): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 1998. EC, UN/ECE 1998. Brüssel, Genf, 104 S.
- DISE, N.B.; MATZNER, E.; FORSIS, M. (1998a): Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution*, 102: 453-456.
- DISE, N.B.; MATZNER, E.; GUNDERSEN, P. (1998b): Sythesis of Nitrogen Pools and Fluxes from european forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105: 143-154.
- DISE, N.B.; WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forest in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71: 153-161.
- FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosystemaren Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 31, 237 S.
- FORSIUS, M.; KLEEMOLA, S., STARR, M.; RUOHOLA, T. (1995): Ion mass budgets for small forested catchments in Finland. *Water Air and Soil Pollution* 79: 19-38.

- FOTTOVA, D.; SKOREPOVA, I. (1998):
Changes in mass elements fluxes and their importance for critical loads: Geomon network, Czech republic. *Water, Air and Soil pollution* 105: 1-2: 365-376
- GUNDERSEN, P.; CALLESEN, I.; de VRIES, W. (1998a):
Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102: 403-407.
- GUNDERSEN, P.; EMMETT, B.A.; KJONAAS, O.J.; KOOPMANS, C.J.; TIETEMA, A. (1998b): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest ecology and management* 101: 37-55.
- GUNDERSEN, P. (1995):
Nitrogen deposition and leaching in European forests – preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1179-1184..
- HAUHS, M.; ROST-SIEBERT, K., RABEN, G., PACES, T.; VIGERUST, B. (1989):
Summary of European Data. In: MALANCHUK, J.L.; NILSSON, J. (Hrsg.): *The Role of Nitrogen in the Acidification of Soils and Surface Waters*. Miljörapport 89, 10: 5.1-5.37.
- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds.) (1996):
International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollutant Effects on Ecosystems. 5th Annual Report. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 27. 82 S.
- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds.) (1997):
International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollutant Effects on Ecosystems. 6th Annual Report. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 116. 56 S.
- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds.) (1999):
International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollutant Effects on Ecosystems. 8th Annual Report. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 325. 35 S.
- KREUTZER, K.; BEIER, C.; BREDEMEIER, M.; BLANK, K.; CUMMINS, T.; FARRELL, E.P.; LAMMERSDORF, N.; RASMUSSEN, L.; ROTHE, A.; DE VISSER, P.H.B.; WEIS, W.; WEIS, T.; XU, Y.-J. (1998):
Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites. *Forest Ecology and Management* 101: 125-142.
- LIU, S.; MUNSON, R.; JOHNSON, D.W.; GHERINI, S.; SUMMERS, K.; HUDSON, R.; WILKINSON, K.; PITELKA, L.F. (1992):
The nutrient cycling model (NuCM): Overview and application. In: Johnson, D.W.; Lindberg, S.E. (eds.): *Atmospheric deposition and nutrient cycling in forest ecosystems*. Ecological studies 91, Springer-Verlag New York, 583-609.
- SVERDRUP, H.; ALVETEG, M.; LANGAN, S.; PA_ÉS, T. (1995):
Biogeochemical modelling of small catchments using PROFILE and SAFE. In: Trudgill, S.T. (ed.): *Solute modelling in catchment systems*. John Wiley & Sons, Chichester, 75-99.
- ULRICH, B. (1991):
Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen – Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen Bd. B24*, 204-210.
- VAN DER MAAS, M.P.; VAN BREEMEN, N.; VAN LANGEVELDE, I. (1990):
Hydrochemical budgets of two Douglas-fir stands affected by acid deposition on the Veluwe, the Netherlands. Dutch Priority Programme on Acidification, report no 102.201, RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- VAN DER SALM, C.; KROS., J.; GROENENBERG, J.E.; DE VRIES, W.; REINDS, G.J. (1995):
Application of soil acidification models with different degrees of process description (SMART, RESAM, NUCSAM) on an intensively monitored spruce site. In: Trudgill, S.T. (ed.): *Solute modelling in catchment systems*. John Wiley & Sons, Chichester, 327-346.
- WHITEHEAD, P.G.; WILSON, E.J.; BUTTERFIELD, D. (1998a):
A semi-distributed integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part I – model structure and process equations. *The Science of the Total Environment* 210/211: 547-558.
- WHITEHEAD, P.G.; WILSON, E.J.; BUTTERFIELD, D.; SEED, K. (1998b):
A semi-distributed integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part II – application to large river basins in south Wales and eastern England. *The Science of the Total Environment* 210/211: 559-583.

Anschrift der Verfasser:

Martin Armbruster^a und Egbert Matzner^b

^a TU Dresden
Institut für Bodenkunde und Standortslehre
Piener Str. 19
D-01735 Tharandt

^b Lehrstuhl für Bodenökologie
Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK)
Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3
D-95440 Bayreuth

Mitglieder des Präsidiums

(6. Amtsperiode 2001-2005)

Stand: September 2001

Durch die Novellierung der Verordnung über die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege wurde die organisatorische Struktur der Akademie mit Wirkung ab 01.01.2001 neu gestaltet. Das Kuratorium wurde abgeschafft, dafür aber das Präsidium personell aufgestockt und in seiner Zusammensetzung neu geregelt.

Das Präsidium, das zweimal im Jahr zusammentritt, um die Grundzüge der Aktivitäten der ANL festzulegen, weist folgende Zusammensetzung auf:

Mitglieder	Stellvertreter
Vorsitzender: Staatsminister Dr. Werner Schnappauf	MD Dr. Heinz Fischer-Heidlberger
1 Vertreter der Kommunalen Spitzenverbände: BM Erich Rührer	LR Dr. Peter Seißer
2 Vertreter der anerkannten Naturschutzverbände: Hubert Weinzierl Ludwig Sothmann	Franz Speer Eric Imm
3 Vertreter der Wissenschaft: Prof. Dr. Peter Poschlod Prof. em. Dr. Ulrich Ammer PD Dr. Ulrike Pröbstl	N.N. Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer Prof. Dr. Achim Pöthke
1 Vertreter eines überregionalen Verbandes der Land und Forstwirtschaft: Ludwig Dinkel	Lothar Gössinger
1 Persönlichkeit der Publizistik: Christian Schneider	Josef Rottenaicher

Die Mitglieder des Präsidiums bzw. deren Stellvertreter sind unter folgenden **Adressen** erreichbar:

MD Dr. Heinz Fischer-Heidlberger
 Bayer. Staatsministerium für
 Landesentwicklung und Umweltfragen
 Rosenkavalierplatz 2
 81925 München

Stv.: Staatsminister Dr. Werner Schnappauf
 Bayer. Staatsministerium für
 Landesentwicklung und Umweltfragen
 Rosenkavalierplatz 2
 81925 München

1. Bürgermeister Erich Rührer
 Gemeinde Schäftlarn
 Starnberger Str. 50
 82069 Hohenschäftlarn

Stv.: Landrat Dr. Peter Seißer
 Landkreis Wunsiedel
 Jean-Paul-Str. 9
 95632 Wunsiedel

Vorsitzender Dipl.-Forstwirt Hubert Weinzierl
 Bund Naturschutz in Bayern e.V.
 Postfach 40
 94343 Wiesenfelden

Stv.: Dip.-Ing. Franz Speer
 Hochalmstr. 8
 83661 Lenggries

Vorsitzender Ludwig Sothmann
 Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V.
 Postfach 1360
 91157 Hilpoltstein

Stv.: Eric Imm
 Landesjagdverband Bayern (BJV)
 Hohenlindner Str. 12
 85622 Feldkirchen

Prof. Dr. Peter Poschlod
 Universität Regensburg
 Universitätsstr. 31
 93053 Regensburg

Stv.:
 N.N.

Prof. em. Dr. Ulrich Ammer
 Eichendorfstr. 1
 Stutzenhof
 82390 Eberfing

Stv.: Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer
 TU München-Weihenstephan
 Lehrstuhl für Vegetationsökologie
 85350 Freising-Weihenstephan

PD Dr. Ulrike Pröbstl
 BDLA
 St.-Andrä-Str. 8
 82398 Etting

Stv.: Prof. Dr. Achim Pöthke
 Universität Würzburg
 Lehrstuhl für Zoologie
 97082 Würzburg

Senator a.D. Ludwig Dinkel
 Dorfstr. 3
 82216 Malching

Stv.: Lothar Gössinger
 Schutzgemeinschaft Deutscher Wald
 Landesverband Bayern e.V.
 Ludwigstr. 2
 80539 München

Christian Schneider
 Süddeutsche Zeitung
 Sendlinger Str. 8
 80331 München

Stv.: Josef Rottenaicher
 Umweltbeauftragter der Diözese Passau
 Domplatz 4a
 94032 Passau

Personal der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

(Stand: Juli 2001)

Direktor:

Dr. Goppel Christoph,
Dipl.-Ing. Landespflege

Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter:

Auer Ludwig, Kraftfahrer
Blümel Anton, Arbeiter
Brandner Wilhelm, Verw.-Ang.
Brüderl Christina, Verw.-Ang.
Ehinger Josef, Verw.-Ang.
Fuchs Manfred, Dipl.-Biologe, RD
Hartenboden Ute, Reg.-Hauptsekr.
Helminger Rosa, Arbeiterin
Heringer Dr. Josef, Dipl.-Gärtner,
Landschaftsarchitekt, ORR
Herzog Reinhart, Dipl.-Ing. (FH) Landespflege,
Techn. Oberamtsrat
Hogger Sigrun, Verw.-Ang.
Huber Katharina, Verw.-Ang.

Joswig Dr. Walter, Dipl.-Biologe, ORR

Köstler Evelin, Dipl.-Biologin, RR

Krauss Hannes, Dipl.-Ing. Landschaftsplanung,
wiss. Ang.

Lange Renate, Verw.-Ang.

Maier Jürgen, RAR

Mallach Dr. Notker, Dipl.-Forstwirt,
Dipl.-Volkswirt, FOR

Netz Hermann, techn. Ang.

Reiter Petra, Reg.-Hauptsekr.

Reschberger Regina, Verw.-Ang.

Schauer Marlene, Verw.-Ang.

Stettmer Dr. Christian, Dipl.-Biologe, RR

Sturm Peter, Dipl.-Biologe, ORR

Surrer Thekla, Verw.-Ang.

Tites Cecilia, Verw.-Ang.

Wallner Renate, Verw.-Ang.

Wörnle Peter, Dipl.-Ing. Landespflege, RD



Zielarten - Leitarten - Indikatorarten

Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit

Laufener Seminarbeiträge 8/98

Inhalt	(LSD 8/98 Zielarten-Leitarten-Indikatorarten • ANL 1998)	Seite
Zielarten - Leitarten - Indikatorarten: Einführung in das Thema des Tagungsbandes und Ergebnisse der Fachtagung am 25. und 26. März 1998	Beate JESSEL	5-8
Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung - Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren	Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT	9-32
Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums - ein Konfliktfall?	Ambros HÄNGGI	33-42
Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung - anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen	Heinrich RECK	43-68
Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung - Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminden	Robert BRINKMANN, Carsten BRAUNS, Jürgen JEBRAM und Ivo NIERMANN	69-93
Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften	Andreas HEIDENREICH und Karin AMLER	95-108
Schnellprognose der Ubertrebensaussichten von Zielarten	Burkhard VOGEL und Gerhard ROTHHAUPT	109-119
Realisierbarkeit eines Zielartenkonzeptes auf regionaler Ebene - Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedentfels, Lkr. Tirschenreuth/Oberpfalz	Norbert GROSSER und Bernhard RÖTZER	121-126
Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön	Michael ALTMOOS	127-156
Von der Theorie in die Praxis - Zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotop- schutzprogramms (ABSP) auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten	Jens SACHTELEBEN	157-164
Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die Renaturierung von Mooren - am Beispiel eines ABSP-Projektes im Aischgrund	Johannes MARABINI	165-168
Bioindikation durch Laufkäfer - Beispiele und Möglichkeiten	Jürgen TRAUTNER und Thorsten ABMANN	169-182
Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“	Michael-Andreas FRITZE und Herbert REBHAN	183-194
Der Einsatz von Ziel- und Indikatorarten für Effizienzkontrollen - Ausgewählte Beispiele des Landschaftspflegevereins Vöf Kelheim	Martin EICHER	195-200
Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungs- maßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes	Monika MARZELLI	201-212
Bedeutung von Leitarten bei der praktischen Umsetzung des Naturschutzes und der Öffentlichkeitsarbeit - am Beispiel des Schwäbischen Donaumooses	Ulrich MÄCK	213-224
Zielarten - ausgerichtet an Tieren und Menschen Sichpunkte und Thesen zum Einsatz von Zielarten in der Landschaftspflege	Matthias MAINO	225-228
Strukturierte Bibliographie „Zielarten - Leitarten - Indikatorarten“ - eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen	Michael CARL und Beate JESSEL	229-273



Schwerpunkt Biotopverbund



Inhalt in Stichworten:

**Grundsatzfragen und
Seminarthemen**

Biotopverbund – Zielbestimmung zur
Jahrtausendwende /
Naturschutz und Denkmalpflege /
Welche Landschaften wollen wir? /
Vogelschutz und FFH-Richtlinie /
Musterlösungen im Naturschutz

Forschungsarbeiten

Zur Geschichte der Gartenbewegung /
Stechmückenbesiedlung nach
Hochwasser /
Erfolgskontrollen im Naturschutz

ANL-Nachrichten

Mitglieder des Präsidiums
und des Kuratoriums
sowie Personal /
Publikationsliste



Störungsökologie

Laufener Seminarbeiträge 1/01



Bukolien –
Weidelandschaft als Natur- und Kulturerbe

Laufener Seminarbeiträge 4/00



Aussterben als ökologisches Phänomen

Laufener Seminarbeiträge 3/00



Zerschneidung als ökologischer Faktor

Laufener Seminarbeiträge 2/00



Die Inhalte und Preise der Hefte und die Zahlungsbedingungen können Sie bitte aus der Publikationsliste der ANL ersehen.

Bestellungen sind auch per Fax 0 86 82 / 89 63-17 möglich oder per Internet: www.anl.de

Inhalte der jüngsten

Laufener Seminarbeiträge (=LSB):

1/01 Störungsökologie

- STURM Peter: Zusammenfassung der Ergebnisse des Ökologiesymposiums „Störungsökologie“
- MALLACH Notker: Zusammenfassung der Ergebnisse der Fachtagung „Wer macht unsere Wildtiere so scheu?“
- REICHHOLF Josef: Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen
- BERGMANN Hans-Heiner und WILLE Volkhard: Flüchten oder gewöhnen? – Feindabwehrstrategien wildlebender Tiere als Reaktion auf Störsituationen
- INGOLD Paul: Hängegleiten und Wildtiere
- ZEITLER Albin: Veränderung des winterlichen Raum-Zeit-Musters von Raufußhuhn-Arten durch Skifahrer und die Begrenzung ihrer Folgen
- GEORGI Bertram: Auswirkungen von Freizeitaktivitäten und Jagd auf Wildtiere
- SCHNEIDER-JACOBY Martin: Auswirkungen der Jagd auf Wasservogel und die Bedeutung von Ruhezeiten
- VON LOSSOW Günter: Das Ruhezeitenkonzept für das Ramsar-Gebiet Starnberger See – Erfahrungen und Perspektiven
- GEIERSBERGER Ingrid: Störung rastender Wasservogel in einem Ramsar-Gebiet am Beispiel des Starnberger Sees – eine Zwischenbilanz
- KELLER Verena: Schutzzonen für Wasservogel – Grundsätze und Erfahrungen aus der Schweiz

4/00 Bukolien –

Weidelandschaft als Natur- und Kulturerbe

- HERINGER Josef: Bukolien – eine Chance für die Weidelandschaft, Ergebnisse des Seminars vom 17./18. Juli 1997 in Steingaden/Langau
- HERINGER Josef: Deutsches „Cowboy-Land“ – Weiden, Hutungen, Ötzen, Almen, Tritten
- WÖBSE Hans Hermann: Weidelandschaft in Kunst und Kultur
- STROHWASSER Peter: Weidelandschaften in der „Münchener Landschaftsmalerei“ des 19. Jahrhunderts
- RADLMAIR Stefan: Geschichte der Weidenutzung von Mooren im Bayerischen Alpenvorland
- WÖLFEL Johannes und ZWISSLER Max: Zur Freireitener Viehweide
- WALDHERR Irene: Nutzungsgeschichte der „Almwendweidegebiete“ von Prem und Urspring (Landkreis Weilheim-Schongau) – Relikte einer jahrhundertalten Weidekultur
- SACHTELEBEN Siegfried: Weiden – zoologische Freilandmuseen? Die Bedeutung von Weideflächen für den zoologischen Artenschutz in Bayern
- DOLEK Matthias: Der Einsatz der Beweidung in der Landschaftspflege: Untersuchungen an Tagfaltern als Zeigergruppe
- SPATZ Günter: Wald – Weide – Haustier: eine Symbiose
- QUINGER Burkhard: Magerrasen-artige Rinderhutweiden des mittleren Bayerischen Alpenvorlandes mit besonderer Berücksichtigung der Weideflächen des Hartschimmelhofes im südöstlichen Ammerseeraum zwischen Andechs und Pähl
- STROHWASSER Ralf: Weidenutzung und Naturschutz im bayerischen Alpenvorland
- LUICK Rainer: Bukolien aus zweiter Hand – oder die Wiederentdeckung Arkadiens
- RINGLER Alfred: Gebietskulisse Extensivbeweidung: Wo kann Beweidung unsere Pflegeprobleme entlasten?

3/00 Aussterben als ökologisches Phänomen

- JOSWIG Walter: Zusammenfassung der Tagung am 6./7. Oktober 1998 in München (Zoologische Staatssammlung)
- REICHHOLF Josef H.: Der ganz normale Artentod – Das Aussterben in der Erdgeschichte und in der Gegenwart
- KÜSTER Hansjörg: Werden und Vergehen von Pflanzenarten vom Tertiär bis heute
- VOLK Helmut: Verlust und Rückkehr von Arten – Besonderheiten der Gefährdung und des Schutzes von Arten in den Wäldern
- STURM Peter: Vom Aussterben bedroht: Situation und Bestandsentwicklung hochgradig gefährdeter Arten in Bayern
- MÜLLER Paul: Aussterbeszenarien und die Kunst des Überlebens
- GRIMM Volker: Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche
- STEPHAN Thomas: Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefährdungsanalyse
- DORNDOR Norbert, ARNOLD Walter, FREY-ROOS Fredy, WISSEL Christian und GRIMM Volker: Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier
- DRECHSLER Martin: Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe
- FLUHR-MEYER Gerti: Bibliographie: Aussterben als ökologisches Phänomen

2/00 Zerschneidung als ökologischer Faktor

- STURM Peter: Seminarergebnis
- VÖLK Friedrich H. und GLITZNER Irene: Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung

- SCHADT Stephanie, KNAUER Felix und KACZENSKY Petra: Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs in Deutschland
- ROTH Mechthild et al.: Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur – Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster mariderartiger Säugetiere
- GEORGI Bertram: Wildtierpassagen an Straßen – Perspektiven für Bayern
- RICHAZ Klaus: Auswirkungen von Verkehrsstrassen auf Fledermäuse
- WATERSTRAAT Arno: Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung
- BAUER Bruno: Modellversuche über Lebensraumfragmentierung: Reaktionen von Pflanzen und wirbellosen Tieren
- HENLE Klaus und FRANK Karin: Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften – vom Fallbeispiel zur Faustregel
- BAIER Hermann: Umsetzung des Schutzes von landschaftlichen Freiräumen in der Umweltplanung

1/00 Natur – Welt der Sinnbilder

- HERINGER Josef: Symbolwerte der Natur für den Naturschutz nützen – Zusammenfassung der Tagung am 9. und 10. September 1999 in Neukirchen am Großvenediger
- SEIFRIEDSBERGER Anton: Vom „Eiferschloss“ zur „Zwölferkuh“ – Phantasiegebilde der Natur in den westlichen Hohen Tauern
- HAID Hans: Symbole: das magische Kulturerbe
- MAYER-TASCH Peter Cornelius: Natur als Symbol
- KIRCHHOFF Hermann: Ursymbole
- MICHOR Klaus: Sinnbilder in der Landschaftsplanung
- FALTER Reinhard: Der Fluss des Lebens und die Flüsse der Landschaft – Zur Symbolik des Wassers
- PÖTSCH Walter: Marke haben oder Marke sein
- GRUBER Konstanze: Ein Netzwerk von Alignments zwischen Kultstätten im Pinzgau/Salzburg
- BAUER Wolfgang: Was sagen uns die Sagen?
- STRAUSS Peter F.: Inwertsetzung kulturlandschaftlicher Symbole
- v. ROSENSTIEL Lutz: Symbol-Marketing zum Nutzen der Natur (Kurzfassung)

6/99 Wintersport und Naturschutz

- STETTNER Christian: Einführung in die Thematik des Seminars
- HINTERSTOISSER Hermann: Schigeschichte: Vom elitären Abenteuer zum Breitensport
- MESSMANN Kuno: Entwicklung des Schisports
- HEISELMAYER Paul: Wintersport als Verursacher von Vegetationsschäden
- NEWESELY Christian und Alexander CERNUSKA: Auswirkungen der künstlichen Beschneelung von Schipisten auf die Umwelt
- REIMOSER Friedrich: Schalenwild und Wintersport
- ZEITLER Albin: Raufußhühner und Wintersport
- BAUERBERGER Leo: Bedeutung des Wintersports für den alpinen Raum
- HÖLLER Wilfried: Technische Aspekte des Seilbahn- und Pistebenbaus im Einvernehmen mit dem Naturschutz
- SKOLAUT Helmut: Wildbach- und Lawinenschutz unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte
- WITTMANN Helmut: Rekultivierung von Hochlagen
- SCHEUERMANN Manfred: Projekt „Skibergsteigen umweltfreundlich“ (Beitrag des Deutschen Alpenvereins für naturverträgliches Tourenskifahren in den Alpen)

5/99 Natur- und Kulturräum Inn-Salzach

- HERINGER Josef: Einführung in den Tagungsband und Zusammenfassung der Tagung vom 8.-10. Oktober 1998 im Schloss Ranshofen (Braunau/OÖ.)
- GOPPEL Christoph: Grußwort des Direktors der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
- NEULINGER Ingrid: Grußwort der Vizebürgermeisterin von Braunau

Natürliche Ressourcen an Inn und Salzach:

- TICHY Gottfried: Ursprung aus Meer, Gletscher und Flüssen
 - KRISA Robert: Flusslandschaften – Lebensräume für Pflanzen
 - WIESBAUER Heinz: Gewässermorphologie der Salzach im Wandel der Zeit
- Kultur und Identität einer Region:*
- DOPPSCH Heinz: Inn-Salzach: Ein Flusssystem macht Geschichte
 - REICHHOLF Josef H.: Kulturaufgabe Natur: Die Stauseen am unteren Inn

Inwertsetzung von Natur und Kultur:

- ECKERTE Alexandra: AENUS-Modellprojekt Europareservat Unterer Inn – ein Beispiel für nachhaltige Entwicklung (aus deutscher Sicht)
 - KUMPFMÜLLER Markus: AENUS-Modellprojekt Europareservat Unterer Inn – ein Beispiel für nachhaltige Entwicklung (aus österreichischer Sicht)
 - WINKLBAUER Martin: So wuchs Halsbach zur Theaterhochburg (10 Jahre „Landvolk-Theater Halsbach e.V.“)
 - KREMSEER Harald: Nationalpark Hohe Tauern – Ursprungsgebiet der Lebensader Salzach
- Potentiale und Visionen:*
- WITZANY Günther: LEOPOLD KOHR – ein Vorbild für Regions- und Globalphilosophie

- KREILINGER Georg: Innovative Wirtschaftskonzepte für die Inn-Salzach-Euregio
 - ROTTENAICHER Sepp: Die Rolle der Landwirtschaft im dritten Jahrtausend
 - HUMER Günther: Lokale Agenda 21 – als Chance
 - RIEGLER Josef: Regionen als Visionsträger
- Nachhaltige Leitbilder – Agenda-Beispiele aus Gemeinden und Landkreisen:*
- PARADEISER Karl: Der ökosoziale Weg der Gemeinde Dorfbeuern
 - STRASSER Hans: Beispiele aus der Gemeinde Kirchanschöring
 - HOFBAUER Isidor: Gemeinde St. Radegund
 - CREMER Dietmar: Stadt Titmoning
- Visionen bringen uns weiter (Podiumsdiskussion):*
- HEMETSBERGER Matthias: Euregio Salzburg-Berchtesgadener Land-Traunstein (Zusammenarbeit von 86 Gemeinden in Salzburg und Bayern)
 - RAPP Robert: Nachhaltige Nutzung durch Wasserkraft
 - AUER Gerhard: Die Vision der Aktionsgemeinschaft Lebensraum Salzach (ALS)
- Bilder von der Exkursion am 10. Oktober 1998*

4/99 Lebensraum Fließgewässer – Charakterisierung, Bewertung und Nutzung (4. Franz-Ruttner-Symposium)

- SIEBECK Otto: Zusammenfassung
 - SIEBECK Otto: Begrüßung
 - STETTNER Christian: Begrüßung
 - SIEBECK Otto: Vom Wasserkreislauf bis zum integrierten Fließgewässerschutz – eine Einführung in das 4. Franz-Ruttner-Symposium
 - SCHWOERBEL Jürgen: Zur Geschichte der Fließgewässersforschung
 - WESTRICH Bernhard: Grundzüge der Ökohydraulik von Fließgewässern
 - FRUTIGER Andreas: Biologische Anpassungen an die harschen Lebensbedingungen alpiner Fließgewässer
 - DIEHL Sebastian: Einfluss von Bestandsdichte und biologischen Interaktionen auf das Wachstum von Forellen im Fließgewässer
 - KURECK Armin: Lebenszyklen von Eintagsfliegen: Spielen sie eine Rolle bei der Wiederbesiedlung unserer Flüsse?
 - INGENDAHL Detlev: Das hyporheische Interstitial in der Mittelgebirgsregion und limitierende Bedingungen für den Reproduktionserfolg von Salmoniden (Lachs und Meerforelle)
 - STAAS Stefan: Die ökologische Qualität großer Ströme – die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder-)Rheins
 - NEUMANN Dietrich: Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern
 - SCHIEMER Fritz: Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am Beispiel der Donau
 - JORDE Klaus: Die Problematik des Restwassers
 - MEYER Elisabeth I.: Ökologische Auswirkungen von Abfluss extremen am Beispiel von Niedrigwasser und Ausstromung
 - BORCHARDT Dietrich: Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer
- Anhang: Wissenschaftliche Lebensläufe der Autoren*

3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen

- GOPPEL Christoph: Grußworte und Einführung
 - IWAND Wolf Michael: Tourismus und Leitökonomie
 - POPP Dieter: Natur und Region – unsere Stärke
 - PÖTSCH Walter: Vision einer Aufgabe – Ökologie trägt Ökonomie
 - RODEWALD Raimund: Landschaftsentwicklung und Tourismus
 - HERINGER Josef: Natur- und Landschaftsführer – Ein Marktrechner
 - NICOLUSSI CASTELLAN Bernhard: Diskussion
 - MÜLLER Gisela: Regionale Verkehrskonzepte – Tourismuslenkung am Beispiel der Außerfernbahn (1. Teil)
 - SCHÖDL Michael: Regionale Verkehrskonzepte – Tourismuslenkung (2. Teil)
 - IRLACHER Fritz: Ökomodell Schlechinger Tal – Gesunder Lebensraum
 - STREITBERGER Hans: Leben ohne Tourismus – Utopie oder Zukunftschance
 - GRIMM Walter: Die Tiroler EU-Regionalförderprogramme. Die Entwicklungschance ihrer Region
 - MÜLLERBERGER Stefan: Regionale Kooperation am Beispiel Schleching/Bayern – Kösser/Tirol – Schleching – Reit im Winkel
 - MICHOR Klaus: Regionales Design
 - POBERSCHNIGG Ursula: Regionale Aus- und Fortbildung
 - BESLER Walter: Die letzten von gestern – die ersten von morgen
- Ergebnisse der Arbeitskreise
- Bilder einer Tourismustagung
 - Pressespiegel (Auszug)
 - Infos, Schriften des Tiroler Umweltanwaltes
 - Publikationsliste der ANL

2/99 Schön wild sollte es sein

- RAUSCHECKER Lorenz: Morgenandacht
- HERINGER Josef: Einführung in den Tagungsband und Zusammenfassung der Tagung
- SINNER Karl Friedrich: Aktuelle Konflikte im Nationalpark Bayerischer Wald als Beispiel für unseren gesellschaftlichen Umgang mit Wildnis
- HOFMEISTER Sabine: Der „verwilderte Garten“ als zweite Wildnis – Abschied vom Gegensatz „Natur versus Kultur“
- SCHRÖDER Inge: Wildheit in uns – evolutives Erbe des Menschen
- KÜSTER Hansjörg: Zähmung und Domestizierung – Von der Wildnis zur Kulturlandschaft
- ALTNER Günter: Die Kraft des Lebens – Vitalität: Von Tieren und Untieren, Kraut und Unkraut
- HAUBL Rolf: Angst vor der Wildnis – An den Grenzen der Zivilisation
- WEINZIERL Hubert: Das Recht der Wildnis achten – Grundzüge für ein Leitbild Wildnis
- RADERMACHER Franz: Globalisierung und Umwelt: Kann Wildnis ein ökonomischer Faktor sein?
- GÜNTHER Armin: Absets der Touristenströme. Wildnis als touristische Ressource?
- HAMPICKE Ulrich: „Von der Bedeutung der spontanen Aktivität der Natur“ – John Stuart Mill und der Umgang mit der Wildnis
- HELD Martin: Wildnis ist integraler Bestandteil der nachhaltigen Entwicklung

Inhalte der neuen „Berichte der ANL“:

Heft 25 (2001)

25 Jahre ANL

„Wir und die Natur – Naturverständnis im Strom der Zeit“

Wir und die Natur:

Einführung und Überblick:

- HEILAND Stefan: Naturverständnis und Umgang mit Natur
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Naturverständnis der Bevölkerung und des Naturschutzes – ein Gegensatz?
- Naturverständnis und Naturverhältnis im Spiegel der Geschichte:*
- FALTER Reinhard: Unser Naturverhältnis im Spiegel der Geschichte
- SCHWARZ Astrid E.: „Ganzheit“ in der Ökologie – die Geschichte einer seduktiven Idee
- HABER Wolfgang: Natur zwischen Chaos und Kosmos
- SPANIER Heinrich: Natur und Kultur
- KÜSTER Hansjörg: Entstehung von Landschaft und Kulturräumen: Nutzung und Veränderung der Umwelt in der Technik- und Industriegeschichte
- TRENTIN Peter: Umweltgeschichte und Naturverständnis – Geschichte der Umweltschäden

Moral und Ethik:

- KÖTTER Rudolf: Vom rechten Umgang mit dem Lebendigen. Herausforderungen an die praktische Philosophie unserer Zeit
- VOGT Markus: Naturverständnis und christliche Ethik

Nachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweisen:

- DOBMEIER Gotthard: Umwelt, Mitwelt, Schöpfung – spirituelle Impulse für eine nachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweise
- RATHGEBER Theodor: Sehnsucht nach Wildnis? Landethik und traditionelle Landnutzung bei indigenen Völkern
- REENTS Hans Jürgen: Zum Naturverständnis des biologisch-dynamischen Landbaus
- KOEBLER Michael: Heimat mitgestalten!
- FELDHAUS Stephan: Kulturanthropologische Grundlagen einer Ethik des Verkehrs
- MAYER-TASCH Peter Cornelius: Der ökologische Humanismus der Jahrtausendwende

Überblick der zugrunde liegenden Fachtagungen / Nachwort:

- GOPPEL Christoph: Ein Wort danach

ANL-Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums / Personal der ANL
- Publikationen – Neuerscheinungen – Publikationsliste

Heft 24 (2000)

Schwerpunkt: Regionale Indikatorarten

Grundsatzfragen und Seminarthemen:

Naturschutz als gesellschaftspolitische Aufgabe:

- SOTHMANN Ludwig: Die Rolle des Ehrenamtes im Naturschutz
- HEILAND Stefan: Entwicklung von Naturschutzstrategien
- KILLERMANN Wilhelm: Ganzheitliche Naturschutz- und Umwelterziehung (pädagogisch – didaktische Grundlagen)

- WESSELY Helga: Freizeittrends und ihre Auswirkungen auf den Naturschutz

Schwerpunktthema: Regionale Indikatorarten –

Stand der Forschung, Aussagekraft, Anwendung (ANL-Fachtagung 26./27. Januar 2000 in Freising):

- SACHTELEBEN Jens: Regionale Indikatorarten: Was bringen sie für die Naturschutzpraxis?
- SCHLUMPRECHT Helmut: Regionalisierung ökologischer Ansprüche bei den Heuschrecken Bayerns
- DORDA Dieter: Regionalisierte Indikatorwerte und autökologische Bioindikation
- WALDHARDT Rainer, SIMMERING Dietmar und OTTE Annette: Standortspezifische Surrogate und Korrelate der α -Artenreichtum in der Grünland-Vegetation einer peripheren Kulturlandschaft Hessens
- MELZER Arnulf: Wasserpflanzen als Bioindikatoren des Belastungs- und Trophiezustandes bayerischer Seen

Beiträge zur Schalenwilddiskussion (ANL-Fachtagung 10. März 2000 in Garmisch-Partenkirchen):

- REIMOSER Friedrich: Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation: Wildschaden oder Wildnutzen?

Sonstige Forschungsarbeiten:

- KRAMER Stefan: Die Bestandsentwicklung des Wanderfalcken (*Falco peregrinus*) in Bayern von 1991 bis 2000
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Der Einsatz von Bti-Präparaten zur Stechmückenbekämpfung – Hintergründe, Risiken und Bedenken
- FOECKLER Francis und DEICHNER Oskar: Gewässerökologisch-naturschutzfachliche Untersuchung des Tiefenbaches bei Neutötting
- ARMBRUSTER Martin: Indikatoren des Stoffhaushalts von Wald-Ökosystemen (zur Trinkwassernutzung aus Waldgebieten)

ANL – Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums
- Personal der Akademie
- Publikationen – Neuerscheinungen – Publikationsliste

Heft 23 (1999)

Schwerpunkt: Biotopverbund

Grundsatzfragen und Seminarthemen:

Zielbestimmung:

- RINGLER Alfred: Biotopverbund: Mehr als ein wohlfeiles Schlagwort? Rechenschaftsbericht und Zielbestimmung zur Jahrtausendwende

Vorträge im Rahmen der Bayerischen Naturschutztage (25.-27. Oktober 1999 in Bamberg):

- GÜNZELMANN Thomas: Naturschutz und Denkmalpflege – Partner bei der Erhaltung, Sicherung und Pflege von Kulturlandschaften – Kurzfassung (Langfassung im Internet: www.anl.de)
- STROHMEIER Gerhard: Welche Landschaften wollen wir? – Zur Vielfalt von Lebensstilen und zur rasanten Veränderung von Präferenzen für die Landschaft

Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der EU (ANL-Fachtagung 4./5. Februar 1999 in Augsburg):

- HIMMIGHOFFEN Christoph: Die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der Europäischen Union: Rechtliche und fachliche Aspekte (Einführung in die Fachtagung durch den Präsidenten des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz)
- BRENNER Walter: Rechtliche Aspekte der Naturschutzrichtlinien der EU und Vollzugsproblematik
- v. LINDEINER Andreas: Das Konzept der „Important Bird Areas“ der Vogelschutzverbände und ihre Bedeutung für *Natura 2000*
- BRINKMANN Dieter: Welchen Beitrag leistet die Bayerische Staatsforstverwaltung zur Umsetzung der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie?

Musterlösungen im Naturschutz:

- BRENDLE Uwe: Innovative Ansätze im Naturschutz – Musterlösungen als politische Bausteine für erfolgreiches Handeln

Monitoring – Modellierung (ANL-Fachtagung 19./20. November 1999 in Erding)

- SACHTELEBEN Jens: Berechnung von Mindestflächengrößen und der maximal tolerierbaren Isolation im Rahmen des ABS
- SCHUBERT Rudolf: Grundlagen, Bedeutung und Grenzen des Biotopmonitoring
- CARL Michael: Biomonitoring zur Ökologie und Renaturierung anthropogen veränderter Lebensräume des bayerischen Salzaachau-Ökosystems von Freilassing bis zur Mündung in den Inn

Forschungsarbeiten:

Naturschutzgeschichte:

- FARKAS Reinhard: Zur Geschichte der Gartenbewegung im deutschsprachigen Raum

Stechmücken:

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Stechmückenbesiedlung in Restgewässern des Ampermooses nördl. Inning a. Ammersee (Bavaria) nach dem Pfingsthochwasser 1999 (Diptera, Culicidae)

Erfolgskontrollen:

- REBHAN Herbert: Erfolgskontrollen im Naturschutz in Bayern – Ablauf, Ergebnisse und Perspektiven

ANL-Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums / Personal der ANL
- Publikationsliste

Heft 22 (1998)

Seminarthemen und Grundsatzfragen:

Biographisches:

- FLUHR-MEYER Gertrud: Gabriel von Seldl – Gründer des Isartalvereins

Recht / Wissenschaftstheorie:

- SOTHMANN Ludwig: Das Bayerische Naturschutzgesetz aus der Sicht der anerkannten Naturschutzverbände

- JESSEL Beate: Ökologie – Naturschutz – Naturschutzforschung: Wissenschaftstheoretische Einordnung, Wertbezüge und Handlungsrelevanz

Nachhaltig naturgerechte jagdliche Nutzung (ANL-Seminar 11./12. März 1998 in Ingolstadt):

- SCHWENK Sigrid: Gedanken zur jagdlichen Ethik
- KÜHN Ralph: Ist die Genetische Vielfalt des bayerischen Rotwildes bedroht? – Zur Situation der Genetik der bayerischen Rotwildbestände

- KENNEL Eckhard: Was kann das Vegetationsgutachten zum nachhaltigen Management eines walddverträglichen Schalenwildbestandes leisten? Vorschlag zur Bewertung von Verbissbefunden

Naturschutzgerechte Forstwirtschaft (ANL-Seminar 21.-23. Oktober 1998 in Deggendorf):

- AMMER Ulrich: Historische Entwicklung des Naturschutzes in Deutschland und sein Bezug zum Wald und zum Forstwesen
- BIERMAYER Günther: Naturschutzgerechte Forsteinrichtung und Waldbewirtschaftung aus Sicht der Bayerischen Staatsforstverwaltung

Differenzierte Landnutzung (ANL-Seminar 13./14. Oktober 1998 in Pullach):

- HABER Wolfgang: Nutzungsdiversität als Mittel zur Erhaltung von Biodiversität
- RAUTENSTRAUCH Lorenz: Regionalpark Rhein-Main: Ein grünes Netzwerk im Verdichtungsraum

- GOEDECKE Otto: Freiraumpolitik im Verdichtungsraum München – Chancen und Gefahren

- VOLK Helmut: Chancen für den Naturschutz bei der Umsetzung des Modells der differenzierten Landnutzung in den Wäldern

- UNGER Hans-Jürgen: Differenzierte Bodennutzung aus landwirtschaftlicher und agrarökologischer Perspektive: Ausstattung mit extensiv oder nicht genutzten Flächen – Status quo und Zielvorstellungen aus agrarökologischer Sicht

- FREYER Bernhard: Der Beitrag des Ökologischen Landbaus zur Nutzungsdiversität

Bodenschutz (ANL-Seminar 11./12. November 1998 in Erding):

- GERHARDS Ivo: Der Beitrag des Landschaftsplanes zum Bodenschutz – Erfahrungen aus der Planungspraxis

Forschungsarbeiten:

Bodenzoologie:

- MELLERT Karl, K. SCHÖPKE u. A. SCHUBERT: Bodenzoologische Untersuchungen auf bayerischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) als Bestandteil eines vorsorgenden Bodenschutzes

Gewässerversauerung:

- KIFINGER Bruno et al.: Langzeituntersuchungen versauerter Oberflächengewässer in der Bundesrepublik Deutschland (ECE-Monitoringprogramm)

Flechtenkartierung:

- MARBACH Bernhard: Emissionsökologische Flechtenkartierung von Laufen und Umgebung

Outdoorsport und Naturschutz:

- WESSELY Helga: Mountainbiking und Wandern – Beobachtungen zu Konflikten und Lösungsmöglichkeiten am Beispiel des Staubbachweges im NSG Östliche Chiemgauer Alpen

ANL-Nachrichten:

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1997
- Veranstaltungen der ANL im Jahr 1997 mit den Ergebnissen der Seminare und Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderveranstaltungen der ANL

- Forschungsverbände der ANL

- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums / Personal der ANL

- Publikationsliste

■ Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittellungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

		DM / Euro
Heft 1-4 (1979)	(vergriffen)	
Heft 5 (1981)		23,- / 11,50
Heft 6 (1982)		34,- / 17,50
Heft 7 (1983)		27,- / 14,-
Heft 8 (1984)		39,- / 20,-
Heft 9 (1985)		25,- / 12,50
Heft 10 (1986)		48,- / 24,50
Heft 11 (1987)	(vergriffen)	
Heft 12 (1988)	(vergriffen)	
Heft 13 (1989)	(vergriffen)	
Heft 14 (1990)		38,- / 19,50
Heft 15 (1991)		39,- / 20,-
Heft 16 (1992)		38,- / 19,50
Heft 17 (1993)		37,- / 19,-
Heft 18 (1994)		34,- / 17,50
Heft 19 (1995)		39,- / 20,-
Heft 20 (1996)		35,- / 18,-
Heft 21 (1997)		32,- / 16,50
Heft 22 (1998)		22,- / 11,-
Heft 23 (1999) Schwerpunkt: Biotopverbund	18,- / 9,-	
Heft 24 (2000) Schwerpunkt: Regionale Indikatorarten	14,- / 7,-	
Heft 25 (2001) 25 Jahre ANL „Wir und die Natur – Naturverständnis im Strom der Zeit“	12,- / 6,-	

■ Beihefte zu den Berichten

Beihefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

Beiheft 1

HERINGER J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S., 129 Fotos 17,- / 8,50

Beiheft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Eisendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos 23,- / 11,50

Beiheft 3

SCHULZE E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL 37,- / 19,-
 ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL 36,- / 18,50

Beiheft 4

ZAHLHEIMER W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. u. Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos 21,- / 10,50

Beiheft 5

ENGELHARDT W., OBERGRUBER R. und J. REICHHOLF.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. 28,- / 14,50

Beiheft 6

MELZER A. und G. MICHLER et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. 20,- / 10,-

Beiheft 7

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donaoraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. 27,- / 14,-

Beiheft 8

PASSARGE Harro: Aviznosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. 18,- / 9,-

Beiheft 9

KÖSTLER Evelin und Bärbel KROGOLL: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluss der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie). 74 S., 10 Abb., 32 Tab. 12,- / 6,-

Beiheft 10

Bibliographie 1977-1990: Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 294 S. 15,- / 7,50

Beiheft 11

CONRAD-BRAUNER Michaela: Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung – Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Folgen des Staudenaubaus 175 S., zahlr. Abb. u. Karten. 44,- / 22,50

Beiheft 12

Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber. 194 S., 82 Fotos, 44 Abb., 5 Farbkarten (davon 3 Faltkart.), 5 Veg.-tab. 24,- / 12,-

■ Landschaftspflegekonzept Bayern (siehe auch CD-ROM)

Bd. I. Einführung		38,- / 19,50
Bd. II.1 Kalkmagerrasen	Teil 1	45,- / 23,-
	Teil 2	42,- / 21,50
Bd. II.2 Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken		34,- / 17,50
Bd. II.3 Bodensaure Magerrasen		39,- / 20,-
Bd. II.4 Sandrasen		34,- / 17,50
Bd. II.5 Streuobst		34,- / 17,50
Bd. II.6 Feuchtwiesen		32,- / 16,50
Bd. II.7 Teiche		27,- / 14,-
Bd. II.8 Stehende Kleingewässer		35,- / 18,-
Bd. II.9 Streuwiesen		41,- / 21,-
Bd. II.10 Gräben		25,- / 12,50
Bd. II.11 Agrotopen	Teil 1	35,- / 18,-
	Teil 2	37,- / 19,-
Bd. II.12 Hecken- und Feldgehölze		43,- / 22,-
Bd. II.13 Nieder- und Mittelwälder		36,- / 18,50
Bd. II.14 Einzelbäume und Baumgruppen		32,- / 16,50
Bd. II.15 Geotope		38,- / 19,50
Bd. II.16 Leitungsstrassen		25,- / 12,50
Bd. II.17 Steinbrüche		32,- / 16,50
Bd. II.18 Kies-, Sand- und Tongruben		31,- / 16,-
Bd. II.19 Bäche und Bachufer		49,- / 25,-

■ Diaserien

Diaserie Nr. 1
 „Feuchtgebiete in Bayern“
 50 Kleinbild Dias mit Textheft 150,- / 75,-

Diaserie Nr. 2
 „Trockengebiete in Bayern“
 50 Kleinbild Dias mit Textheft 150,- / 75,-

Diaserie Nr. 3
 „Naturschutz im Garten“
 60 Dias mit Textheft und Begleitkassette 150,- / 75,-

■ Werbung für Naturschutz

• Plakatserie „Naturschutz“:
 3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2
 (+ Verpackungskostenanteil (Rolle) bis 15 Serien DM 2,-) 3,- / 1,50

Herausgegeben vom „Förderverein der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege“:

• Plakat „Der individuelle Outdoorsportler“ (Wolfsplakat)
 (+ Versandkosten DM 8,-) 5,- / 2,50
 • Mousepad „Lebensnah, naturnah, NATURSCHUTZ“
 (+ Versandkosten DM 8,-) 8,- / 4,-

■ Faltblätter (kostenfrei)

• Blätter zur bayerischen Naturschutzgeschichte
 - Bayerischer Landesausschuss für Naturpflege (1905-1936)
 - Persönlichkeiten im Naturschutz: Prof. Dr. Otto Kraus
 Johann Rueß
 Gabriel von Seidl

• Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß
 • Landschaftspflegekonzept Bayern
 • Naturnahe Ausflugsziele rund um Laufen
 • Energiekonzept für das Bildungszentrum der ANL

■ Informationen

Informationen 1
 Die Akademie stellt sich vor
 Faltblatt (in deutscher, englischer und französischer Sprache)
 kostenfrei

Informationen 2
 Grundlagen des Naturschutzes (vergriffen)

Informationen 3
 Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben 2,- / 1,-

Informationen 4
 Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. München
 (derzeit vergriffen; Neuauflage in Vorbereitung; siehe bei CD's!)

Informationen 5
 Natur entdecken – Ein Leitfaden zur Naturbeobachtung 2,- / 1,-

Informationen 6
 Natur spruchreif (Aphorismen zum Naturschutz) 6,- / 3,-

Informationen 7
 Umweltbildungseinrichtungen in Bayern 15,- / 7,50

Einzel-exemplare von Info 3, Info 5 und Info 6 werden gegen Zusendung von DM 3,- (für Porto + Verpackung) in Briefmarken ohne Berechnung des Heftpreises abgegeben.
 Ab 100 Stück werden bei allen Infos (3/4/5) 10 % Nachlass auf den Heftpreis gewährt.

■ CD-ROM

• Informationseinheit Naturschutz 74,- / 38,-
 Die Informationseinheit Naturschutz ist ein Kompendium aus 150 Textbausteinen (jeweils 2-3 Seiten Umfang) und 250 Bildern, die frei miteinander kombiniert werden können. Über Grundlagen des Naturschutzes, Ökologie, Landnutzung, Naturschutz und Gesellschaft, bis hin zum Recht und zur praktischen Umsetzung sind alle wichtigen Bereiche behandelt.

Im Anhang wurden außerdem die „Informationen 4: Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz“ mit aufgenommen. Das neue Medium erlaubt eine einfache und praktische Handhabung der Inhalte. Für den MS-Internet Explorer 4.0 werden mindestens ein 486-Prozessor, ein Arbeitsspeicher von 8 MB unter Windows 95 bzw. von 16 MB unter Windows NT benötigt.

• Landschaftspflegekonzept Bayern 79,- / 40,50
 (Gesamtwerk mit Suchfunktionen)

■ Lehrhilfen

Handreichung zum Thema Naturschutz und Landschaftspflege (hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Staatsinstitut für Schulpädagogik und Bildungsforschung, München) 14,- / 7,-

Bestellung:

Bitte hier und/oder auf der nächsten Seite ankreuzen oder Bestellkarte verwenden!

Ihre Adresse:

.....

Datum, Unterschrift:

.....

Fax 08682/8963-17

Adresse siehe umseitig!

Preise ⇒	Laufener Seminarbeiträge	Laufener Forschungsberichte		⇐ Preise
Laufener Seminarbeiträge (LSB) (Tagungsberichte)				
Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Diese Tagungsberichte sind ab Heft 1/82 in „Laufener Seminarbeiträge“ umbenannt worden.				
	DM / Euro			DM / Euro
6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz	8,- / 4,-	1/92 Ökologische Bilanz von Stauräumen	15,- / 7,50	Forschungsbericht 3
7/79 Wildtierhaltung in Gehegen	6,- / 3,-	2/92 Wald- oder Weideland - zur Naturgeschichte Mitteleuropas	15,- / 7,50	HÖLZEL Norbert: Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen 23,- / 11,50
2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung (in deutscher Ausgabe)	9,- / 4,50	3/92 Naturschonender Bildungs- und Erlebnistourismus	16,- / 8,-	Forschungsbericht 4
(in englischer Ausgabe)	11,- / 5,50	4/92 Beiträge zu Natur- und Heimatschutz	21,- / 10,50	HAGEN Thomas: Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura; Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition 21,- / 10,50
3/80 Die Region Untermain – Region 1		5/92 Freilandmuseen – Kulturlandschaft – Naturschutz	15,- / 7,50	Forschungsbericht 5
Die Region Würzburg – Region 2	12,- / 6,-	1/93 Hat der Naturschutz künftig eine Chance?	10,- / 5,-	LOHMANN Michael und Michael VOGEL: Die bayerischen Ramsar-gebiete – Eine kritische Bestandsaufnahme der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 14,- / 7,-
9/80 Ökologie und Umwelthygiene	15,- / 7,50	2/93 Umweltverträglichkeitsstudien – Grundlagen, Erfahrungen, Fallbeispiele	18,- / 9,-	Forschungsbericht 6
2/81 Theologie und Naturschutz	5,- / 2,50	1/94 Dorfökologie – Gebäude – Friedhöfe – Dorfränder, sowie ein Vorschlag zur Dorfbiotopkartierung	25,- / 12,50	WESSELY Helga und Rudi SCHNEEBERGER: Outdoorsport und Naturschutz (Motivationsanalyse von Outdoorsportlern) 17,- / 8,50
8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte	5,- / 2,50	2/94 Naturschutz in Ballungsräumen	16,- / 8,-	Forschungsbericht 7
9/81 Zoologischer Artenschutz	10,- / 5,-	3/94 Wasserkraft – mit oder gegen die Natur	19,- / 9,50	BADURA Marianne und Georgia BUCHMEIER: Der Abtsee, Forschungsergebnisse der Jahre 1990-2000 zum Schutz und zur Entwicklung eines nordalpinen Stillgewässers 9,- / 4,50
11/81 Die Zukunft der Salzach	8,- / 4,-	4/94 Leitbilder Umweltqualitätsziele, Umweltstandards	22,- / 11,-	
3/82 Bodennutzung und Naturschutz	8,- / 4,-	1/95 Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung?	15,- / 7,50	
4/82 Walderschließungsplanung	9,- / 4,50	2/95 Bestandsregulierung und Naturschutz	16,- / 8,-	
5/82 Feldhecken und Feldgehölze	25,- / 12,50	3/95 Dynamik als ökologischer Faktor	15,- / 7,50	
6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelluren	9,- / 4,50	4/95 Vision Landschaft 2020	24,- / 12,-	
2/83 Naturschutz und Gesellschaft	8,- / 4,-	2/96 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung – Praxis und Perspektiven	22,- / 11,-	
4/83 Erholung und Artenschutz	16,- / 8,-	3/96 Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung	24,- / 12,-	
6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen	9,- / 4,50	4/96 GIS in Naturschutz und Landschaftspflege	15,- / 7,50	
7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz	14,- / 7,-	6/96 Landschaftsplanung – Quo Vadis? Standortbestimmung und Perspektiven gemeindlicher Landschaftsplanung	18,- / 9,-	
2/84 Ökologie alpiner Seen	14,- / 7,-	1/97 Wildnis – ein neues Leitbild? Möglichkeiten ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa	19,- / 9,50	
3/84 Die Region 8 - Westmittelfranken	15,- / 7,50	2/97 Die Kunst des Luxurierens	19,- / 9,50	
4/84 Landschaftspflegliche Almwirtschaft	12,- / 6,-	3/97 3. Franz-Ruttner-Symposium: Unbeabsichtigte und gezielte Eingriffe in aquatische Lebensgemeinschaften	14,- / 7,-	
7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes	16,- / 8,-	4/97 Die Isar – Problemfluss oder Lösungsmodell?	20,- / 10,-	
2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur	10,- / 5,-	5/97 UVP auf dem Prüfstand	19,- / 9,50	
3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft	19,- / 9,50	1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung	13,- / 6,50	
4/85 Naturschutz und Volksmusik	10,- / 5,-	2/98 Schutz der Genetischen Vielfalt	15,- / 7,50	
1/86 Seminarergebnisse der Jahre 81- 85	7,- / 3,50	3/98 Deutscher und Bayerischer Landschaftspflegetag 1997	14,- / 7,-	
2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose	16,- / 8,-	4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – Quo vadis?	13,- / 6,50	
3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete	12,- / 6,-	5/98 Schutzgut Boden	19,- / 9,50	
4/86 Integrierter Pflanzenbau	13,- / 6,50	6/98 Neue Aspekte der Moornutzung	23,- / 11,50	
5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985		7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz	17,- / 8,50	
Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986	10,- / 5,-	8/98 Zielarten, Leitarten, Indikatorarten	27,- / 14,-	
6/86 Freileitungen und Naturschutz	17,- / 8,50	9/98 Alpinismus und Naturschutz: Ursprung – Gegenwart – Zukunft	17,- / 8,50	
7/86 Bodenökologie	17,- / 8,50	1/99 Ausgleich und Ersatz	19,- / 9,50	
9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz	5,- / 2,50	2/99 Schön wild sollte es sein	18,- / 9,-	
10/86 Biotopverbund in der Landschaft	23,- / 11,50	3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen	12,- / 6,-	
1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden	12,- / 6,-	4/99 Lebensraum Fließgewässer – Charakterisierung, Bewertung und Nutzung (4. Franz-Ruttner-Symposium)	19,- / 9,50	
2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik	12,- / 6,-	5/99 Natur- und Kulturreich Inn/Salzach	15,- / 7,50	
3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft	15,- / 7,50	6/99 Wintersport und Naturschutz	16,- / 8,-	
4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe	10,- / 5,-	1/00 Natur – Welt der Sinnbilder	14,- / 7,-	
5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken	11,- / 5,50	2/00 Zerschneiden als ökologischer Faktor	17,- / 8,50	
1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner	10,- / 5,-	3/00 Aussterben als ökologisches Phänomen	16,- / 8,-	
3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere	13,- / 6,50	4/00 Bukklien – Weideland als Natur- und Kulturerbe	19,- / 9,50	
1/89 Greifvogelschutz	13,- / 6,50	1/01 Störungsökologie	15,- / 7,50	
2/89 Ringvorlesung Naturschutz	15,- / 7,50	2/01 Wassersport und Naturschutz	12,- / 6,-	
3/89 Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987		3/01 Flusslandschaften im Wandel: Veränderung und weitere Entwicklung von Wildflusslandschaften am Beispiel des alpenbürtigen Lechs und der Isar	12,- / 6,-	
Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988	10,- / 5,-	- Biodiversität und Abundanz – Ihre Bedeutung und Umsetzung im NSG und im Biotopverbund (5. Franz-Ruttner-Symposium)	(i.V.)	
4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz?	10,- / 5,-	- Beweidung in Feuchtgebieten	(i.V.)	
2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz	12,- / 6,-	- Moorenaturierung	(i.V.)	
3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD	11,- / 5,50			
4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung	13,- / 6,50			
1/91 Umwelt/Mittel/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz	11,- / 5,50			
2/91 Dorfökologie: Bäume und Sträucher	12,- / 6,-			
3/91 Artenschutz im Alpenraum	23,- / 11,50			
4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flussauen in Europa	21,- / 10,50			
5/91 Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz	9,- / 4,50			
6/91 Länderübergreifende Zusammenarbeit im Naturschutz (Begegnung von Naturschutzfachleuten aus Bayern und der Tschechischen Republik)	17,- / 8,50			
7/91 Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz	14,- / 7,-			

Bestellung:

Bitte hier und/oder auf der vorherigen Seite ankreuzen oder Bestellkarte verwenden!

Ihre Adresse:

.....

.....

.....

Datum, Unterschrift:

.....

Faxen oder schicken an:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Postfach 1261
D-83406 Laufen/Salzach
Tel. 0 86 82/89 63-32
Fax 0 86 82/89 63-17
Internet: www.anl.de
E-mail: bestellung@anl.bayern.de

1. BESTELLUNGEN
Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden.
Bitte den Bestellungen kein Bargeld, keine Schecks und keine Briefmarken beifügen; Rechnung liegt der Lieferung jeweils bei.
Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers, Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferung können innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN
Bei Abnahme von 10 und mehr Exempl. jew. eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10% gewährt. Die Kosten für die Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig.
Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsoberkasse München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die der Lieferung beigefügten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragsabwicklung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.