



Zielarten - Leitarten - Indikatorarten

Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit

Laufener Seminarbeiträge 8/98

Zielarten - Leitarten - Indikatorarten

Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit

Fachtagung

25. - 26. März 1998
in Eching bei München

Seminarleitung:

Dr. Beate Jessel,
Dipl.-Ing. Landespflege, ANL

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)
D - 83406 Laufen/Salzach, Postfach 1261
Telefon (08682) 8963-0, Telefax (08682) 8963-17 (Verwaltung) und 1560 (Fachbereiche)
E-Mail: Naturschutzakademie @t-online.de
Internet: <http://www.anl.de>

1998

Zum Titelbild:

Heller Wiesenknopfameisenbläuling als Charakterart von Streuwiesen:

Der Helle Wiesenknopfameisenbläuling (*Maculinea teleius*) wird europaweit in der höchsten Gefährdungskategorie (endangered) geführt. Zusammen mit seiner Schwesterart, dem Schwarzblauen Wiesenknopfameisenbläuling (*Maculinea nausithous*) steht er zudem in der Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Richtlinie der Europäischen Union im Anhang II der Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhalt besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Der Helle Wiesenknopfameisenbläuling - das kleine Foto zeigt ein Männchen - kann als Charakterart von Streuwiesen und extensiv genutzten Niedermooren gelten. Das große Foto zeigt den typischen Hochsommeraspekt des Lebensraums beider Bläulingsarten mit dem rot blühenden Großen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), der Wirtspflanze der Raupen.

Mit ihrem komplexen Entwicklungszyklus sind beide Arten ein Musterbeispiel für die Vernetzung zwischen Art, Lebensraum und Lebensgemeinschaft. Die Überlebenschancen des Hellen und Schwarzblauen Wiesenknopfameisenbläulings hängen ganz entscheidend von der Flächennutzung, insbesondere vom Schnitzeitpunkt und der Mahdhäufigkeit ab. Beide Arten sind damit "Zielarten" für die praktische Naturschutzarbeit. In einem Forschungsprojekt der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) wurden die spezifischen Lebensraumansprüche beider Wiesenknopf-Ameisenbläulinge ermittelt und daraus ein Managementkonzept zum Erhalt dieser hochgradig gefährdeten Arten zu entwickelt. Die Ergebnisse werden demnächst in einem eigenen Forschungsbericht der ANL publiziert.

(Fotos: Dipl.-Biol. Peter Hartmann, Neusäß)

Laufener Seminarbeiträge 8/98

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175-0852

ISBN 3-931175-46-4

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

Schriftleitung: Beate Jessel, ANL

Redaktion: Beate Jessel mit ANL-Referat 12 (verantwortlich: Dr. Notker Mallach)

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten 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.

Satz: Marianne Zimmermann, Freilassing und Beate Jessel

Farblithos und Offsetfilme: Hans Bleicher, Laufen

Druck und Bindung: Fa. Grauer, 83410 Laufen; Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

Programm der Fachtagung

Referenten

Referate

Mittwoch, 25. März 1998

Dr. Beate Jessel,
ANL

Wolfgang Zehlius-Eckert,
Dipl.-Ing. Landespflege, Freiburg

Dr. Ambros Hänggi,
Naturhistorisches Museum, Basel

Dr. Heinrich Reck,
Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Landschaftsökologie
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Andreas Heidenreich,
Dipl.-Biol., Institut für Zoologie, Lehrstuhl für Ökologie
der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz

Michael Altmoots,
Dipl.-Biol., Marburg

Begrüßung und
Einführung in das Thema der Tagung

Indikation über Arten
in der Naturschutz- und Landschaftsplanung

Bewerten mit Indikatoren versus Erfassung des
gesamten Artenspektrums -
ein Konfliktfall?

Publikumsdiskussion:
Einsatz repräsentativer Arten im Naturschutz -
Wo liegen die Möglichkeiten und Grenzen?

Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger
Anwendung - am Beispiel von Eingriffs- und
Naturschutzplanungen

Gefährdungsprognosen für Zielarten
in fragmentierten Landschaften

Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes
regionalisierter Zielarten - dargestellt am
Beispiel des Biosphärenreservates Rhön

Donnerstag, 26. März 1998

Jens Sachteleben,
Dipl.-Biol., Projektgruppe ABSP /
PAN Partnerschaft, München

Johannes, Marabini,
Dipl.-Biol., Untere Naturschutzbehörde
des Landkreises Erlangen-Höchstadt

Martin Eicher,
Dipl.-Biol., Verein zur Sicherung ökologisch wertvoller
Flächen (VöF) / Landschaftspflegeverband Kelheim

Dr. Ulrich Mäck,
Dipl.-Biol., Geschäftsführer der Arbeitsgemeinschaft
Schwäbisches Donaumoos, Leipheim

Matthias Maino,
Dipl.-Ing. Landespflege (FH), Landschaftspflegeverband
Freising

Beate Jessel,
ANL

Von der Theorie in die Praxis -
Zur Umsetzung auf Grundlage von Leitarten
im Bayerischen Arten- und Biotopschutz-
programm (ABSP)

Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die
Renaturierung von Mooreichen -
am Beispiel eines ABSP-Projektes im
Aischgrund

Einsatz von Zielarten und Indikatorarten für
Effizienzkontrollen - am Beispiel des
Landschaftspflegeverbands VöF Kelheim

Bedeutung von Leitarten bei der praktischen
Umsetzung von Naturschutzzielen und in der
Öffentlichkeitsarbeit -
am Beispiel des Schwäbischen Donaumooses

Zielarten und Leitarten -
ausgerichtet an Tieren *und* Menschen

Zusammenfassung der Tagungsergebnisse,
Schlußdiskussion

Inhalt	(LSB 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 Land- schaftsplanung - Definitionen, Anwendungsbedingun- gen 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, Flur- bereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen	Heinrich RECK	43-68
Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmen- planung - 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 Überlebensaussichten von Zielarten	Burkhard VOGEL und Gerhard ROTHHAUPT	109-119
Realisierbarkeit eines Zielartenkonzeptes auf regionaler Ebene - Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, 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 Moorteichen - 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 <i>und</i> Menschen Stichpunkte 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

Zielarten - Leitarten - Indikatorarten

Einführung in das Thema des Tagungsbandes und Ergebnisse der Fachtagung am 25. und 26. März 1998

Beate JESSEL

Die Verwendung sogenannter "Stellvertreterarten" - ein Oberbegriff, unter dem sich die im Thema dieses Bandes verwendeten Aspekte zunächst allgemein zusammenfassen lassen - gehört, wenn auch nicht explizit immer als solche benannt, schon lange zum Instrumentarium des Naturschutzes: Sei es in Form spezieller Artenschutzprogramme, bei der Begründung naturschutzfachlicher Beurteilungen und Maßnahmen anhand der Ansprüche von Arten oder bei der Festlegung von Schutz- und Entwicklungsprioritäten, sei es als Warnsignale in Form der Roten, als Erfolgskriterien neuerdings auch der Blauen Listen. Am weitesten gespannt, aber auch am diffussten, präsentiert sich dabei der Begriff "Bioindikator" bzw. "Indikatorart": Folgt man BLAB (1988, 148), der die Bioindikation als die "systematische Nutzbarmachung bioökologischen Faktenwissens für die Naturschutzplanung" beschreibt, geht letztlich jede Maßnahme im Arten- und Biotopschutz auf das Indikationsprinzip zurück. Auf Stellvertretern für Zusammenhänge, auf Indikatoren, beruht zudem jegliche Modellbildung. Diese betrifft in der Naturschutzplanung modellhafte Standort- und Wirkungsanalysen wie auch Prognose- und Bewertungsmodelle. Angesichts der allein in Mitteleuropa vorkommenden rund 40.000 mehrzelligen Tierarten (NOWAK 1982, zit. nach RIECKEN 1990, 9) ist die Notwendigkeit einer zielgerichteten Reduktion dieser Komplexität für Fragen der Planung und Umsetzung leicht einzusehen. Nicht zuletzt bedarf es, um den Erfolg oder Mißerfolg von Naturschutzmaßnahmen aufzeigen zu können, auch hier handhabbarer Kriterien.

Es bestehen also vielfältige Ansatzpunkte, die Aussagekraft von "Zielarten, Leitarten, Indikatorarten" für die praktische Naturschutzarbeit zu beleuchten. Als Anlaß für die von der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) im März 1998 veranstaltete Tagung trat hinzu, daß neben dem Stichwort "Biotopverbund" sogenannte "Zielarten" derzeit eine der wenigen Naturschutzstrategien darstellen, die - in Zeiten eines allgemein beklagten Rückganges des Stellenwertes des Naturschutzes - auch im politischen Raum eine Rolle spielen. Die sogenannten "prioritären Arten" sowie die "Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse" des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-(FFH-) Richtlinie, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen,

oder die überregional bedeutsamen und landkreisbedeutsamen Arten des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) etwa sind letztlich solche Zielarten, die im Zentrum von Naturschutzbemühungen stehen.

Im Zusammenhang mit den im Naturschutz zu berücksichtigenden Arten ist nun eine ganze Anzahl unterschiedlicher Begriffe eingeführt worden - darunter bei weitem nicht nur die, die dieser Band im Titel führt: Indikatorarten, Bioindikatoren, Biodeskriptoren, Schlüsselarten ("keystone-species"), Leitarten, Charakterarten, Zielarten, "flagship species", "umbrella species" u.a.m. werden je nach Verfasser oft mit unterschiedlichen Inhalten verbunden, teils auch synonym gebraucht.

Blickt man dabei zurück, so war, zunächst stark mit stofflichen Einwirkungen und der Ausweitung des Technischen Umweltschutzes verbunden, in den 80ern bis Anfang der 90er Jahre zunächst vor allem der Begriff des "Bioindikators" bzw. der "Bioindikation" in Gebrauch (vgl. etwa BLAB 1988; ELLENBERG 1981; SPANG 1992). Jener wurde sukzessive von einer Anzeige von durch stoffliche Einwirkungen bedingten *Veränderungen* auf das Indizieren auch ökosystemarer *Zustände* ausgedehnt (vgl. RIECKEN 1992), wobei etwa - als Vorläufer zu heutigen "Zielartensystemen" - von auszuwählenden "Bioindikatorspektren" (SPANG 1992, 159ff.) die Rede war. Daß sich die Diskussion dann in der Folge mehr den - ihrerseits in vielfältiger Überschneidung verwendeten - Begriffen "Leit-" bzw. "Zielarten" zuwandte, ist u.a. der zu Anfang der 90er Jahre verstärkt aufgekommenen Zieldiskussion im Naturschutz zu verdanken, in der begründet aufeinander aufbauende, räumlich wie zeitlich zu differenzierende Zielhierarchien in Form von "Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards" (FÜRST ET AL. 1992) eine zentrale Rolle zu spielen begannen: Wird der Erhalt bzw. die aktive Förderung bestimmter Arten in einem Raum sowie ggf. in einer festgelegten Zeitspanne gefordert, handelt es sich dabei ja um nichts anderes als um einen aufgestellten "Umweltqualitätsstandard"

Die Diskussion um Leitbilder, Umweltqualitätsziele und -standards verlieh der Forderung nach stärkerer Regionalisierung von Zielen auch im Arten- und Biotopschutz sowie dem Gedanken einer stärker offensiven, auf künftige Entwicklung gerichteten

ten Naturschutzstrategie Nachdruck. Des weiteren ließ die zunehmende Infiltration des Begriffes "Bioindikator" vom Technischen Umweltschutz in den ökologischen Bereich, sprich: seine Übertragung nicht nur auf die Reaktionen von einzelnen Arten und Populationen, sondern auch von Lebensgemeinschaften, Ökosystemen und Landschaften, diesen zunehmend konturloser erscheinen - letztlich vermittelt ja jedes lebendige System über seine Geschichte, Struktur und Funktion Informationen über die Umwelt. Hingegen sind in der Umweltsituation vor Ort - im Gegensatz zum stofflich-technischen Bereich - standardisierte und reproduzierbare Tests kaum aussagefähig: "Natur" als Testobjekt ist in den meisten Fällen weder hinreichend standardisierbar noch reproduzierbar. So wird heute - vermutlich, weil bei Arten und Lebensgemeinschaften unter Freilandbedingungen nur in wenigen Fällen von einem eindeutig, sprich: kausal abgesicherten Indikationsprinzip im engeren Sinn ausgegangen werden kann - hier anstelle von "Bioindikatoren" vielfach von "Biodeskriptoren" gesprochen (etwa RECK 1990, 1992).

Vor diesem Hintergrund läßt sich das Anliegen unserer Tagung wie auch dieses Bandes damit umreißen, einen Beitrag zur Klärung der vielfältig miteinander verwobenen Begriffe zu leisten und zugleich die Rolle zu verdeutlichen, die "Stellvertreterarten" innerhalb eines Spektrums von Naturschutzstrategien in der aktuellen Diskussion spielen. Die Bandbreite der Beiträge reicht dabei von theoretischen Fragen begrifflicher Klärungen und Modellbildungen hin zu verschiedenen Anwendungsbereichen.

Notwendigkeit einer begrifflichen Klärung

Die Diskrepanz zwischen Theoretikern und Praktikern wurde auf der Tagung insbesondere bei dem Versuch deutlich, bei der Definition der verschiedenen Begriffe zu einheitlichen Auffassungen und damit zu einer einheitlichen Sprachregelung zu gelangen. Vielen Naturschutzpraktikern, die in der täglichen Arbeit vor Ort ihre Anliegen zu vertreten und in der Kommunikation mit verschiedenen Nutzergruppen vor allem Überzeugungsarbeit zu leisten haben, erscheint dies als etymologische Haarspalterei. Exemplarisch für andere Diskussionsbeiträge steht hier etwa die von MÄCK (in diesem Band) geäußerte Auffassung, wonach bei der stark öffentlichkeitswirksam geprägten und angewandt orientierten Naturschutzarbeit eine Einteilung in Begriffe wie Charakter-, Zeiger- bzw. Leitart und Zielart schwer falle. Hinter Begriffen verbergen sich jedoch immer auch Konzepte, weshalb die Gefahr nicht von der Hand zu weisen ist, daß - von spezifischen Fragestellungen ausgehend - sich in Gutachten bzw. in der täglichen Arbeit vor Ort ein jeder seine eigene Definition passend zurechtlegt, was untereinander dann die Kommunikation erschweren kann. So verstehen Praktiker vor Ort etwa unter "Leitarten" vielfach Organismen, an denen sich "Leitvorstellungen" für die Umsetzung der verfolg-

ten Ziele festmachen und plakativ vermitteln lassen, - ein umgangssprachlicher Gebrauch des Begriffes, der sich in seiner Bedeutung grundlegend von der etwa von FLADE (1995, 126) gegebenen Definition von Leitarten als Species unterscheidet, die in einem oder wenigen Landschaftsausschnitten wissenschaftlich signifikant nachweisbar höhere Stetigkeiten erreichen.

Ob man sich bestimmten Begriffen und den mit ihnen verbundenen Konzepten nun anschließt, hängt nicht zuletzt auch von der "ökologischen Weltanschauung" ab, sprich davon, welchem Paradigma der Ökologie man anhängt. Selbst wenn man davon ausgeht, daß Zielarten ihren Lebensraum *nicht* in dem simplen Sinne repräsentieren, daß sie nun einfach das Vorhandensein einer definierten Zönose anzeigen, sondern daß vielmehr die zwischen den Ansprüchen der Zielarten aufgespannten Übergänge die Bildung einer ausreichenden Menge an Habitaten und Ökotonen zur Folge haben (RECK 1993, 165), liegt dem doch die Vorstellung zugrunde, daß sich durch ein hinreichend breites Spektrum an "Stellvertretern" die Vielfalt an Zönosen ausreichend repräsentieren läßt, da gewisse Artenkombinationen regelmäßig gemeinsam auftreten. Dem läßt sich jedoch die Auffassung entgegen setzen, daß aufgrund der historisch einzigartigen Entwicklung jedes einzelnen Landschaftsraumes über Artenspektren keine verallgemeinerbaren Aussagen möglich sind, sondern diese nur einzelfallbezogen erhoben werden können.

An jeden Autor dieses Bandes ging daher die Aufforderung, im eigenen Beitrag darzulegen, was er oder sie jeweils unter einer "Ziel-", "Leit-" oder "Indikatorart" versteht und dabei ggf. zum von ZEHLIUS-ECKERT entworfenen Systematisierungsvorschlag (vgl. S. 15 in diesem Band) Stellung zu beziehen. Auch wenn eine Klärung in diesem Band nicht eindeutig gelingen konnte, da sich einzelne Autoren unterschiedlich äußerten, bleibt doch festzuhalten, daß "*Indikator*" bzw. "*Bioindikator*" der am weitesten gespannte Terminus ist, der als Oberbegriff zugleich die anderen mit einschließt. Wenn man von "Indikatoren" spricht, sollte daher noch näher präzisiert werden, auf welchen Zweck der Indikation man sich bezieht.

Wesentlich erscheint zudem anzuerkennen, daß bioindikatorisch gewonnene Information der Einordnung in Ziel- und Wertungssysteme bedarf, um zu Naturschutzstrategien und -maßnahmen zu gelangen. Zu "*Zielarten*", verstanden als Ziel von Naturschutzanliegen, führt daher stets ein Wertungsschritt, bedarf es einer Inwertsetzung.

Am heterogensten präsentiert sich nach wie vor der Begriff "*Leitarten*": Bei ihm reichte das Spektrum der Meinungen auf der Tagung vom Plädoyer, ihn im Sprachgebrauch ganz abzuschaffen bis hin zu der Auffassung, daß es sich hier - im Sinne von signifikant an bestimmte Landschaftstypen gebundenen Arten - eigentlich um einen zentralen Forschungsgegenstand handele.

Ergebnisse der Tagung

Am Beginn der Tagung stand der Versuch von Dipl.-Ing. Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT aus Freiburg, die verschiedenen Begriffe zu ordnen und zueinander in Beziehung zu setzen. Darauf aufbauend legte er Anforderungen an die Verwendung von artbezogenen Ziel- und Bewertungsindikatoren, die gängig unter dem Begriff "Zielart" diskutiert werden, dar. Im Fazit seines Beitrags stand die These, daß es kein Standardverfahren für die Auswahl repräsentativer Artenkollektive geben könne, sondern jeweils in Abhängigkeit von u.a. Planungsebene und -typ, Arbeitsschritt, Handlungsziel, Datenlage und Art des räumlichen Bezugs ein Rahmen bestimmt werden muß.

Kontrovers diskutiert wurde, inwieweit über Zielarten auch der Erhalt übergreifender landschaftlicher Zusammenhänge sowie die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen als solche zu bewerkstelligen sei. Hier plädierte Dr. Heinrich RECK vom Ökologie-Zentrum der Universität Kiel dafür, Zielformulierungen und Maßnahmen im Arten- und Biotop-schutz nicht an "Ein-Art-Systemen" festzumachen, sondern an Zielartenkollektiven, die regional zu differenzieren seien und dabei eine jeweils standort-typische Artenausstattung widerspiegeln sollten. Die zwischen den Ansprüchen der Zielarten aufgespannten Übergänge führten dann zwangsläufig dazu, daß ausreichend viele Habitate und Ökosystem-ausprägungen mit erfaßt seien. Zugleich stünden Zielartenkollektive als klare Zielformulierung eines unverbrämten Artenschutzes, dem die ethische Verpflichtung eines Erhalts aller Arten zugrunde liege.

Beispiele aus der Landschaftsplanung, der Flurbereinigung sowie der Umsetzung von Pflege- und Entwicklungsplänen ließen deutlich werden, daß der Einsatz von Zielarten die Nachvollziehbarkeit naturschutzfachlicher Bewertungen erleichtern kann, es ermöglicht, Zielkonflikte zu regeln sowie Prioritäten für anstehende Maßnahmen zu setzen. Daß jedoch Zielartensysteme nicht als starre Schemata gehandhabt werden dürfen, sondern imstande sein sollten, flexibel auch auf neu eintretende Entwicklungen zu reagieren, machte Diplom-Biologe Michael ALTMOOS aus Marburg am Beispiel eines von ihm entwickelten regionalen Zielartenkonzepts für das Biosphärenreservat Rhön deutlich. Trefflich diskutieren ließ sich auch zum Beitrag von Diplom-Biologe Johannes MARABINI von der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Erlangen-Höchstadt, der über ein Renaturierungsprojekt von Moor-teichen berichtete: Was tun, wenn in der Folge notwendiger Maßnahmen zum Abschieben des Oberbodens anstelle von bzw. ergänzend zu den anvisierten Zielarten Moorfrosch, Moosjungfer und Wasserschlauch plötzlich Nachweise bis dato verschwunden geglaubter Käferarten der Sandrasen auftreten ...?

Grenzen sind auch zu sehen, wenn "Stellvertreter-Arten" etwa als Indikatoren für Umweltbelastungen eingesetzt werden. Am Beispiel der Spinnen als einer auf kleinräumige Standortunterschiede reagierenden Tiergruppe zeigte Dr. Ambros HÄNGGI vom

Naturhistorischen Museum Basel auf, daß es gerade bei Eingriffsbeurteilungen geboten sein kann, nicht nur einzelne Arten, sondern für ausgewählte Arten-gruppen das gesamte auftretende Spektrum zu erfassen. Dabei hat die Konzentration zoologischer Erhebungen auf gängige Standard-Gruppen eben oft auch Standard-Ergebnisse zur Folge, weshalb zu diskutieren bleibt, wann abweichend vom gängigen Repertoire und abhängig von der jeweiligen Fragestellung auch einmal ergänzende, "exotischere" taxonomische Gruppen in Untersuchungsprogramme aufgenommen werden sollten.

Zielarten alleine genügen nicht, sondern es werden über sie hinreichend genaue Informationen etwa über Populationsgrößen und Gefährdungsgrade benötigt, führte Diplom-Biologe Andreas HEIDENREICH vom Lehrstuhl für Ökologie der Universität Mainz aus. Im Rahmen des vom Bundesforschungsministerium finanzierten "Forschungsverbunds Isolation, Flächengröße und Biotopqualität (FIFB)" werden dabei Modelle weiterentwickelt, die auf Metapopulationstheorie und Populationsgefährdungsanalyse (PVA) beruhen. Ein erster Schritt besteht darin, über Faustregeln Metapopulationen und deren Gefährdung im Freiland zu erkennen. Darauf aufbauend soll es dann mit Hilfe einer "standardisierten Populationsprognose" möglich sein, Gefährdungsprognosen etwa für Eingriffe zu erstellen; die dazu nötigen langjährigen Datenreihen lassen eine gängige Anwendung für die Planung jedoch erst mittelfristig möglich erscheinen.

Beispiele aus der Umsetzung des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms, die sich an Leit- bzw. Zielarten orientieren, stellte Diplom-Biologe Jens SACHTELEBEN von der Projektgruppe für Angewandten Naturschutz (PAN) aus München vor. Er richtete zugleich den Appell an Planer, mit Hilfe von Leit- und Zielarten ihre Zielaussagen transparent aufzubereiten und stärker zu quantifizieren.

Es waren in der Folge dann insbesondere die "Praktiker", die dafür plädierten, "Stellvertreter-Arten" nicht nur an wissenschaftlichen Erwägungen, sondern auch an ihrer Vermittelbarkeit für den Laien zu orientieren. Dies sei schon deshalb notwendig, so Dr. Ulrich MÄCK, der Geschäftsführer der Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos aus Leipheim, da kaum ein Entscheidungsträger zunächst eine Vorstellung habe, was denn etwa ein "mesotrophes vernäßtes Niedermoor" sei. Zwischen den Kriterien einer möglichst optimalen Verkörperung eines bestimmten Lebensraums und der nachweisbaren Reaktion auf bestimmte Maßnahmen einerseits und dem Bekanntheitsgrad einer Art sowie einem positiven Image als Voraussetzung für die Öffentlichkeitsarbeit andererseits müßten daher bei der Auswahl des öfteren Kompromisse getroffen werden.

Noch einen Schritt weiter ging Diplom-Ingenieur Mathias MAINO vom Landschaftspflegeverband Freising, indem er dafür plädierte, es ginge primär darum, den Menschen Landschaftserleben als solches zu vermitteln. Wären die Bewohner sich der

Schönheit ihrer Heimat bewußt und würden sie sich für den Erhalt des typischen Charakters etwa des Freisinger Moores einsetzen, dann sei hier gleichsam selbstlaufend auch der Platz für die landschaftstypischen Tier- und Pflanzenarten mit gegeben.

Über Zielarten lassen sich nicht nur Naturschutzziele transparent gestalten, sondern zugleich auch klare Ansatzpunkte für Erfolgskontrollen benennen, über die exemplarisch die Diplom-Biologin Martin EICHER vom Landschaftspflegeverband Kelheim berichtete. Ein Problem sei, so EICHER, daß der für derartige Untersuchungen notwendige finanzielle Aufwand nach außen hin bislang leider nur schwer zu vermitteln sei. Gerade aus Gründen der Öffentlichkeitswirksamkeit sei man oft darauf angewiesen, die zur Verfügung stehenden Gelder kurzfristig in Maßnahmen umzusetzen. Hingegen würde mit nur etwa 2-3% der Gesamtkosten noch viel zu wenig in langfristig angelegte Nachuntersuchungen investiert, die erst zeigten, ob die durchgeführte Maßnahme tatsächlich den gewünschten Erfolg habe oder ein anderer Weg eingeschlagen werden müsse.

In der Zusammenschau reichte die Abfolge der Tagungsbeiträge von den theoretischen Grundlagen über verschiedene Anwendungen artbezogener Konzepte im Naturschutz bis hin zur praktischen (Überzeugungs-)Arbeit vor Ort. Dabei traten im Einsatz von Ziel-, Leit- oder Indikatorarten Diskrepanzen zwischen oft abstrakter Theorie und den pragmatischen Anforderungen der Praxis zutage. So ist die Weiterentwicklung von Modellanwendungen, die Raumansprüche und Gefährdungen von Zielarten zu simulieren versuchen, sicherlich ein wichtiger Schritt, um sie etwa für Prognosen in der Planung anwendbar zu machen. Auch lassen sich nur über Erfolgskontrollen und weitere Grundlagenforschung zur Bindung von Arten an Lebensräume und Umwelteinflüsse begründete Wege zur notwendigen Reduktion des Aufwands im Rahmen von Planungen aufzeigen. Die Schwierigkeiten in der Umsetzung von Naturschutzzielen liegen zu einem großen Teil jedoch weniger im Mangel an hinreichend abgesicherten wissenschaftlichen Konzepten, sondern im Bereich der Kommunikation begründet: Kennt man die Probleme und die Sprache etwa der Landwirte, so können Leit- oder Zielarten Vehikel darstellen, um über sie auch komplizierte Sachverhalte zu vermitteln und zur Mitarbeit zu motivieren. So stand den auch am Schluß der Tagung das Plädoyer, die Forschung möge zum Thema "Stellvertreter-Arten" nicht nur theoretische Vorgaben entwickeln, sondern ihrerseits vermehrt Fragestellungen aufgreifen, die aus der Praxis an sie herangetragen werden.

Dank

Ergänzend zu den Referaten der Tagung haben uns weitere Autoren Beiträge zur Verfügung gestellt, die zusätzliche Aspekte des Themas verdeutlichen. Hierfür bedanken wir uns herzlich bei Robert BRINKMANN, Carsten BRAUNS, Jürgen JEBRAM und Ivo

NIERMANN aus Hannover, Dr. Burkhard VOGEL und Dr. Gerhard ROTHHAUPT aus Göttingen, Prof. Dr. Norbert GROSSER und Bernhard RÖTZER aus Erfurt, Jürgen TRAUTNER aus Filderstadt und Dr. Thorsten ABMANN aus Osnabrück, Michael-Andreas FRITZE aus Haag und Dr. Herbert REBAHN aus Kulmbach sowie Dr. Monika MARZELLI aus München. Eine von Dr. Michael CARL aus Türkenfeld im Werkvertrag erarbeitete und von uns weiter ergänzte und untergliederte Bibliographie soll den Interessierten auf weiterführende Literatur zu einzelnen Artengruppen und Anwendungsbereichen verweisen.

Literatur

- BLAB, J. (1988):
Bioindikation und Naturschutzplanung: Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema.- Natur u. Landschaft 63 (4): 147-149.
- ELLENBERG, H. (1981):
Was ist ein Bioindikator? - Sind Greifvögel Bioindikatoren? - Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 3: 83-99.
- FLADE, M. (1995):
Aufbereitung und Bewertung vogelkundlicher Daten für die Landschaftsplanung unter besonderer Berücksichtigung des Leitartenmodells - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 43:107-146.
- FÜRST, D.; H. KIEMSTEDT; E. GUSTEDT; F. RATZBOR & F. SCHOLLES (1992):
Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung.- Umweltbundesamt, Texte 34/92, Berlin.
- RECK, H. (1990):
Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 99-119.
- (1992):
Arten- und Biotopschutz in der Planung: Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (4): 129-135.
- (1993):
Spezieller Artenschutz und Biotopschutz. Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 159-178.
- RIECKEN, U. (1990):
Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen: Eine Einführung.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 9-26.
- SPANG, W.D. (1992):
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- Natur u. Landschaft 67 (4): 158-161.

Anschrift der Verfasserin:

Beate Jessel
Bayer. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Postfach 1261
D-83406 Laufen a.d. Salzach

Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung

Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren

Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT

1. Einleitung

Naturschutz- und Landschaftsplanung beschäftigen sich mit ökologischen Systemen. Diese sind aufgrund der Vielzahl von Elementen und den zwischen ihnen bestehenden Relationen vielfach so komplex, daß ihre umfassende Beschreibung, bezogen auf eine bestimmte Fragestellung, das kognitive Verarbeitungsvermögen, die Möglichkeiten der quantitativen, wissenschaftlichen Beschreibung (vgl. WISSEL 1995, 254) oder die vorgegebenen zeitlichen oder ökonomischen Rahmenbedingungen übersteigen kann. Wege zur Vereinfachung sind daher notwendig. Einer davon ist das Indikationsprinzip.

Naturschutzfachliche Planungsinstrumente müssen sich in der Praxis in einem Spannungsfeld verschiedener Anforderungen bewähren. KIEMSTEDT ET AL. (1996, 261) nennen "rechtliche", "administrative" (pragmatische) und "fachliche" Anforderungen. Der vorliegende Beitrag konzentriert sich weitgehend auf die *fachlichen* Anforderungen, ohne damit die Notwendigkeit zu negieren, daß ein für die Planungspraxis taugliches Instrument pragmatische Rahmenbedingungen zu berücksichtigen hat. Aufbauend auf eine Diskussion der theoretischen Grundlagen der Indikation durch Arten in Naturschutz- und Landschaftsplanung, soll der Versuch unternommen werden aufzuzeigen, wo Möglichkeiten für weitere Verbesserungen liegen, die die Nachvollziehbarkeit und Schlüssigkeit naturschutzfachlicher Vorgehensweisen erhöhen.

Ein Ziel ist es, Definitionsvorschläge für die im Zusammenhang mit dem Einsatz von Arten als Indikatoren in Naturschutz- und Landschaftsplanung verwendeten Begriffe vorzustellen und deren Stellung zueinander zu klären (vgl. nachfolgenden Pkt. 2). Zweitens sollen Anforderungen für die Verwendung der unter dem Begriff "Zielart" diskutierten Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren formuliert werden, die aus bewertungstheoretischen Überlegungen resultieren (vgl. Pkte. 3.1 und 3.2). Schließlich soll die Frage der Repräsentativität von Arten (-kollektiven) (Indikation von Arten durch Arten) diskutiert werden (vgl. Pkt. 3.3). Aufbauend auf diese Diskussion sollen erste Hinweise für einen methodischen Rahmen erarbeitet werden, der Hilfestellung bei der Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren geben soll (vgl. Pkt. 3.4).

Als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren geben soll (vgl. Pkt. 3.4).

2. Definitionen und Anwendungsbedingungen

Eine allgemeine Auseinandersetzung mit dem Indikatorbegriff, wie er auch in anderen Disziplinen, etwa in der Chemie und der Raumordnung, gebraucht wird, erscheint eingangs notwendig, um sicherzustellen, daß sich die in Naturschutz- und Landschaftsplanung verwendeten Indikatorbegriffe in ein disziplinübergreifendes Grundkonzept der Indikation einfügen. Daran anknüpfend erfolgt zunächst eine Einschränkung auf die Anwendung von Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung, hier dann wiederum auf den Einsatz von *Arten* als Indikatoren.

2.1 Das Indikationsprinzip

Wenn man ein bestimmtes Objekt¹⁾ beschreiben will, muß man sich von ihm eine vereinfachte Abbildung, ein Modell, erstellen. Welche Eigenschaften des betrachteten Objektes in dem Modell berücksichtigt werden, hängt einerseits von der *Fragestellung*, also dem Zweck der Betrachtung, und andererseits von der Art des Objektes ab. Die ausgewählten Eigenschaften sollen hier als *Parameter* zur Beschreibung des Objektes bezeichnet werden. Die einzelnen Parameter müssen dabei nicht voneinander unabhängig sein, sondern können über kausale Beziehungen miteinander verknüpft sein. D.h. sie können sich an verschiedenen Positionen in einer Wirkungskette (HABER ET AL. 1993, 133) oder einem Wirkungsnetz befinden. Die für die Fragestellung relevanten Eigenschaften des betrachteten Objektes können "komplex" sein, womit gemeint ist, daß die Ausprägung der Eigenschaft durch viele Parameter beeinflusst wird (Beispiel: "Elastizität" eines Ökosystems).

Ist die Zahl der Parameter sehr groß, ist aus den in der Einleitung genannten Gründen eine weitere Vereinfachung notwendig. Dies kann durch die Selektion derjenigen Parameter geschehen, die die Ausprägung einer oder mehrerer Eigenschaften des betrachteten Objektes, die für den Zweck der Betrachtung relevant sind, am stärksten beeinflussen (*Schlüs-*

selparameter). Schlüsselparameter sind den Eigenschaften des Objektes, die für die Betrachtung entscheidend sind, in einer Wirkungskette vorgelagert. (Beispiel: Vorkommen des Kreuzenzians *Gentiana cruciata* als Schlüsselparameter für das Vorkommen des Kreuzenzian-Bläulings *Glaucopsyche rebeli*). Eine zweite Möglichkeit der Vereinfachung besteht darin, daß stellvertretend für Parameter, die nicht direkt oder nur mit hohem Aufwand zu erfassen sind, Eigenschaften des gleichen oder anderer Objekte herangezogen werden, deren Ausprägung in einer naturwissenschaftlich beschreibbaren, möglichst quantitativen Beziehung zu der Ausprägung des Parameters stehen. Diese Eigenschaften bezeichnet man als *Indikatoren*. Indikatoren können den für die Fragestellung relevanten Eigenschaften in einer Wirkungskette vor- oder nachgeschaltet oder aber in einer verzweigten Wirkungskette parallel geschaltet sein. Eine "Parallelschaltung" liegt beispielsweise bei der Auswahl von repräsentativen Zielartenkollektiven nach "Anspruchstypen" vor: Aus einem Kollektiv von Arten gleichen Anspruchstyps wird jeweils eine Art stellvertretend für die anderen ausgewählt, z.B. die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) stellvertretend für andere Wirbellose von Feuchtwiesen, die ebenfalls eine hohe Bodenfeuchtigkeit benötigen. Man geht davon aus, daß die übrigen Arten des Artenkollektives auf Veränderungen der Umwelt ähnlich reagieren wie die Indikatorart, im genannten Beispiel auf Veränderungen der Bodenfeuchtigkeit.

Schlüsselparameter können als *eine* Form von Indikatoren angesehen werden²⁾, die auch komplexe Eigenschaften eines Objektes indizieren können (vgl. z.B. DURWEN ET AL. 1980, 10, zit. in BÄCHTOLD ET AL. 1995, 55). Dies gilt jedoch nur mit einigen Einschränkungen. So kann zwar die Zustandsänderung³⁾ eines Schlüsselparameters als Indikator für die *Zustandsänderung* des Indikandums herangezogen werden, vorausgesetzt, das Indikandum ist vorhanden. Es kann aber die Anwesenheit des Schlüsselparameters nicht generell als Indikator für die *Anwesenheit* des Indikandums verwendet werden, wenn die Anwesenheit des Schlüsselparameters nicht ebenfalls von der Anwesenheit des Indikandums abhängt. Die Beziehung zwischen Schlüsselparameter und Indikandum kann im Gegenteil sogar umgekehrt werden: Daß eine bestimmte Eigenschaft eines Objektes vorhanden ist, kann als Anzeichen dafür verwendet werden, daß die Schlüsselparameter für das Auftreten der Eigenschaft gegeben sind.

So läßt das Vorhandensein des Kreuzenzian-Bläulings (*Glaucopsyche rebeli*) immer auf das Vorhandensein von Kreuzenzian (*Gentiana cruciata*) schließen, da die Raupen dieser Tagfalterart zumindest in Süddeutschland monophag an Kreuzenzian leben. Das Vorkommen des Kreuzenzians ist also Schlüsselparameter für die Existenz des Kreuzenzian-Bläulings⁴⁾, kann aber nicht dessen *Vorkommen* indizieren, da beispielsweise aus besiedlungsgeschichtlichen Gründen oder bedingt durch katastrophenar-

tige Umweltereignisse zum Zeitpunkt der Betrachtung ein Vorkommen des Kreuzenzian-Bläulings fehlen kann.

Im angeführten Beispiel wurde der Begriff der "Schlüsselart" (i.w.S.) analog der obigen Definition von "Schlüsselparameter" verstanden als

Art, die das Überleben einer oder mehrerer Arten in einem bestimmten Raum 'entscheidend' bestimmt,

also nicht auf Fälle beschränkt, in denen das Überleben *vieler* Pflanzen- oder Tierarten von einer Art abhängt ("Schlüsselart" i.e.S.: PAINE 1969, 92; BOND 1993, 238).

Das Indikationsprinzip entspringt einem wichtigen Prinzip von Ökonomie und rationaler Planung: dem "Prinzip der Effizienz" der für einen bestimmten Zweck eingesetzten Mittel (BECHMANN 1981, 82; ALBERT 1982, 114; HAMPICKE 1991, 51-55; RITTEL 1992, 18; STACHOWIAK 1994, 262). Indikatoren werden in den unterschiedlichsten Bereichen eingesetzt, beispielsweise in der Physik und Chemie, in der Volkswirtschaft, in der Raumordnung sowie in Naturschutz- und Landschaftsplanung.

2.2 Allgemeine Definition von Indikatoren und deren Anwendungsbedingungen

Nach dem Duden (Fremdwörterbuch) wird ein Indikator im hier relevanten Sinne als "Umstand oder Merkmal, das als (beweiskräftiges) Anzeichen od. als Hinweis auf etwas anderes dient" bezeichnet. Es leitet sich von dem lateinischen Wort "indicare" ab, was "anzeigen" bedeutet und damit den oben beschriebenen Zusammenhang charakterisiert. Ausgehend davon soll hier Indikator *allgemein* verstanden werden als

Eigenschaft eines Objektes, dessen Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung einer anderen Eigenschaft (Indikandum) des gleichen oder eines anderen Objektes aufweist. Die Ausprägungen der beiden Eigenschaften müssen in einer qualitativ oder quantitativ möglichst engen (eindeutigen) Beziehung zueinander stehen. Dafür ist es günstig, wenn die der Korrelation zugrundeliegenden Kausalzusammenhänge möglichst direkt und monokausal sind.

Beispiel: Indikatorpapier, dessen Farbveränderung beim Eintauchen in eine wäßrige Lösung in Korrelation zum pH-Wert dieser Lösung steht.

Strenggenommen ist eine Differenzierung zwischen Indikator und Indikans erforderlich. So kann Lackmus als "Indikator" für den pH-Wert wäßriger Lösungen verwendet werden. Angezeigt wird der pH-Wert aber durch eine bestimmte Eigenschaft dieses Indikators, nämlich durch die Farbe. Diese Eigenschaft ist das "Indikans". Im weiteren Text werden unter dem Begriff "Indikator" jedoch beide Bedeutungen zusammengefaßt.

Grundlegende Anforderungen an Indikatoren bzw. an die Auswahl geeigneter Indikatoren sind (vgl. auch ARNDT ET AL. 1987, 13, 25; HABER ET

AL. 1988, zit. in RECK 1990, 106; SCHUBERT 1991, 22; KNICKREHM & ROMMEL 1994, 24; THOSS 1995, 472f.):

- Eindeutige Definition der als Indikator herangezogenen Eigenschaft.
- Hohe Qualität der Beziehung zwischen Indikator und Indikandum ("Validität" des Indikators), d.h. die Ausprägung der beiden Eigenschaften sollte in einer möglichst eindeutigen ("Spezifität" des Indikators) und engen, qualitativen oder quantitativen⁵⁾ Beziehung zueinander stehen (vgl. auch obige Definition).
- Hohe Stabilität der Indikator-Indikandum-Beziehung über verschiedene Vertreter des gleichen Indikators, über große Räume und Zeiträume⁶⁾ ("Gültigkeitsbereich" der Indikatorfunktion und "Reproduzierbarkeit" der Indikation) und bei verschiedenen Beobachtern ("Objektivität").
- Weite Verbreitung des Indikators im betrachteten Raum über die betrachteten Typen von Objekten. Gegenbeispiel: Es macht keinen Sinn, das Schwarze Bilsenkraut (*Hyoscyamus niger*) als Indikator stickstoffreicher Ausprägungen von Standorten mit Ruderalgesellschaften zu verwenden, weil die Art eine zu geringe Stetigkeit auf solchen Standorten hat.
- Leichte und schnelle Erfassbarkeit und damit geringer Aufwand der Erfassung im Vergleich zur direkten Messung der einzelnen Parameter zur Beschreibung des Objektes ("Effizienz" der Indikation). Dazu gehört auch, daß sich bei Anwendung von mehreren Indikatoren diese bezüglich der Indikanda ergänzen, also möglichst wenig redundante Information liefern. Gegenbeispiel: Da der Kreuzenzian leichter nachweisbar ist als der Kreuzenzian-Bläuling, ist der Kreuzenzian-Bläuling als Indikator für den Kreuzenzian ungeeignet.

2.3 Zweckorientierte Typisierung von Indikatoren

Indikatoren lassen sich nach dem Zweck typisieren, dem sie dienen. Aufbauend auf PLACHTER (1992, 29; 1993, 136f.) wird wie folgt differenziert:

- *Zustandsindikatoren* sind Indikatoren von Objekteigenschaften, die der *Beschreibung* der Objekte dienen. Die Beschreibung der Objekte erfolgt in Form von komparativen oder quantitativen Begriffen (CARNAP 1974, 60ff.; Beispiele: "Die Bodenfeuchtigkeit des Standorts 1 ist höher als die des Standortes 2." bzw. "Die nutzbare Feldkapazität dieses Bodens beträgt ... mm/dm."). *Beispiele* für Zustandsindikatoren: pH-Wert-Indikatoren, Zeigerpflanzen nach ELLENBERG.
- *Klassifikationsindikatoren* sind Indikatoren von Objekteigenschaften, die der Abgrenzung von *Klassen* dienen. Sie erlauben die *Zuordnung* von Objekten zu den Einheiten einer Klassifikation. Die

Beschreibung der Objekte erfolgt über klassifikatorische Begriffe (CARNAP 1974, 59) (Beispiel: "Diese Pflanzengemeinschaft ist ein Mesobrometum.").

Beispiel für Klassifikationsindikatoren: Charakter- und Differentialarten von Pflanzen- oder Tiergesellschaften⁷⁾, Saprobie-Indikatoren.

- Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren sind Indikatoren von Objekteigenschaften, die der *Konkretisierung von Zielen* (z.B. der Formulierung von Soll-Werten) und der auf diese Ziele bezogenen *wertenden* Beschreibung von Objekten (z.B. in Form von Soll-Ist-Differenzen) dienen. Außerdem können sie für die Erfolgskontrolle im Sinne einer "Zielerreichungskontrolle" (MARTI & STUTZ 1993, 14f.) verwendet werden, weil durch sie über Soll-Ist-Differenzen die Erfüllungsgrade von Zielen abgebildet werden können. Die Beschreibung der Objekte erfolgt wertend und in Form von klassifikatorischen, komparativen oder quantitativen Begriffen (Beispiel: "Diese Pflanzengemeinschaft ist, bezogen auf das Ziel 'Schutz der Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt', 'sehr wertvoll.' bzw. ' ist wertvoller als ' bzw. ' hat ... den Wert 2,75.'"). *Beispiele* für Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren: Indikatoren in der Raumordnung, Zielarten i.e.S.

Zustands- und Klassifikationsindikatoren dienen also grundsätzlich der *wertfreien* Beschreibung von Objekten⁸⁾, während normative Elemente bei den Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren immanent sind: die Eigenschaften, die sie indizieren, sind per Definition wertgebend, d.h. sie dienen der *wertenden* Beschreibung von Objekten. Der erste Schritt (die Indikation einer Objekteigenschaft) ist allerdings auch hier wertfrei. Erst in einem zweiten Schritt werden dem Objekt über den Wertmaßstab (vgl. PLACHTER 1992, 32ff., 1994, 96ff.; HEIDT & PLACHTER 1996, 206f., 217ff.) entsprechend den Ausprägungen der ausgewählten Eigenschaften Werte zugeordnet (s. auch Pkt. 3.1).

Bewertungsindikatoren sind dabei immer auch Zustandsindikatoren (z.B. Zielarten i.e.S. als Zustandsindikatoren für bestimmte Artenkollektive in einem bestimmten Raum) oder Klassifikationsindikatoren (z.B. Saprobie-Indikatoren als Klassifikationsindikatoren für die Gewässergüte eines Gewässers); weiterhin sind Klassifikationsindikatoren immer auch Zustandsindikatoren (z. B. Saprobie-Indikatoren als Zustandsindikatoren für den Gehalt eines Gewässers an biologisch abbaubarer, toter organischer Substanz).

2.4 Organismen als Indikatoren in Naturschutz- und Landschaftsplanung

In Naturschutz- und Landschaftsplanung werden zwar nicht nur Arten als Indikatoren eingesetzt (s.a. PLACHTER 1992, 29f.; PIRKL & RIEDEL 1992, 343), jedoch beschränken sich die weiteren Ausfüh-

rungen zunächst auf Indikator"organismen", später auf Indikator"arten"

Naturschutz und Landschaftsplanung beschäftigen sich mit Natur, Umwelt, Landschaft oder Ökosystemen und deren Schutz, Pflege und Entwicklung (vgl. PLACHTER 1991, 12ff.; SCHMIDT 1995, 610; JESSEL 1998, 11ff.). In diesem Beitrag wird der Begriff *Umwelt* verwendet. Er wird dabei, aufbauend auf die Definition von MÜLLER (1984, 150), aber übertragen auf die *Gesamtheit* der Organismen in einem bestimmten Raum, verstanden als *Gesamtheit aller physikalischen, chemischen und biotischen Eigenschaften in einem Raum, die in diesem direkt oder indirekt auf Organismen wirken können.*

Eine *Umwelteigenschaft* ist ein ausgewählter physikalischer, chemischer oder biotischer Parameter aus dieser Umwelt bzw. dessen zeitliche oder räumliche Variabilität. Da die folgenden Ausführungen sich auf den Gegenstandsbereich von Naturschutz- und Landschaftsplanung beschränken, wird der Ausdruck "Eigenschaft eines Objektes" teilweise durch den Begriff "Umwelteigenschaft" ersetzt (vgl. auch Anmerkung 1).

Landschaftsplanung als raum- bzw. flächenbezogene Planung benötigt für ihre Aussagen räumliche Bezugsseinheiten. Räumliche Bezugsseinheiten der Objekte, deren Eigenschaften von Indikatororganismen oder -arten angezeigt werden können, sind ökologische oder politische Raumeinheiten. Indikatororganismen oder -arten können der Beschreibung, Klassifizierung oder Bewertung dieser Raumeinheiten bzw. der sich auf diese Raumeinheiten beziehenden Objekte (etwa der dort lebenden Pflanzen- und Tierwelt oder der entsprechenden Ökosysteme⁹⁾) dienen.

2.4.1 Die verwendeten Begriffe für Indikatororganismen bzw. -arten

Gegenwärtig werden die verschiedenen Begriffe für Indikatororganismen bzw. -arten in Naturschutz- und Landschaftsplanung sehr uneinheitlich verwendet, sei es, daß einem Begriff bei unterschiedlichen Autoren verschiedene, sich überschneidende oder doch zumindestens nicht deckungsgleiche Bedeutungen zugewiesen werden, sei es, daß zwei unterschiedliche Begriffe bei verschiedenen Autoren ähnliche Bedeutungen haben. Ein Grund ist, daß verwendete Ausdrücke meist nicht eindeutig definiert, sondern oft nur umschrieben werden. Im folgenden wird der Versuch unternommen, Definitionsvorschläge für die wichtigsten Begriffe zu erarbeiten.

Bioindikator i.w.S., Indikatorart

Als Oberbegriff für die Zustandsindikation durch Organismen wird hier der Begriff "Bioindikator i.w.S." verstanden. Die Definition entspricht der oben genannten allgemeinen Definition für Indikatoren (in Anlehnung an BICK 1982, 2; SCHUBERT 1991, 11f.; BÖHMER ET AL. 1996, 196):

Als Bioindikatoren i.w.S. werden demnach Eigenschaften von *Organismen* oder *Organismengemeinschaften* bezeichnet,

deren Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung einer Umwelteigenschaft aufweist und zwar unabhängig davon, ob es sich bei dem Indikandum um eine "natürliche" oder "anthropogen veränderte" Umwelteigenschaft handelt. Die Ausprägungen der beiden Eigenschaften müssen in einer qualitativ oder quantitativ möglichst engen (eindeutigen) Beziehung zueinander stehen. Dafür ist es günstig, wenn die der Korrelation zugrundeliegenden Kausalzusammenhänge möglichst direkt und monokausal sind.

In dieser Definition sind Eigenschaften von Organismengemeinschaften, die sich nicht auf die einzelnen Organismen oder die konkrete Artenzusammensetzung beziehen (z.B. Biomasseproduktion einer Phytozönose, Diversität), eingeschlossen. Klammert man diese Eigenschaften aus, so bietet sich als Oberbegriff der nächstniedrigeren Ebene einer Begriffshierarchie der Begriff "Indikatororganismus" bzw. "Indikatorart" an. Die Definition für Indikatorart lautet dann:

Die Vertreter oder Populationen einer Indikatorart besitzen Eigenschaften, deren Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung von Umwelteigenschaften (Indikandum) aufweisen.

Alle später aufgeführten Begriffe, deren letzte Silbe "art" ist, lassen sich unter diesen Begriff zusammenfassen, unabhängig davon, ob es sich um Zustands-, Klassifikations- oder Bewertungsindikatoren handelt.

Zeigerart, Bioindikator i.e.S.

Als Zeigerarten werden Arten bezeichnet,

deren Vertreter oder Populationen Eigenschaften aufweisen, die die qualitative oder quantitative Ausprägung von Umwelteigenschaften indizieren können, unabhängig davon, ob es sich um eine "natürliche" oder "anthropogen veränderte" Umwelteigenschaft handelt.

Beispiel: Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) kann als Zeigerart für eine hohe Bodenfeuchtigkeit herangezogen werden.

"Bioindikatoren i.e.S." sind demgegenüber (verändert nach BICK 1982, 2; ARNDT ET AL. 1987, 10; SCHUBERT 1991, 12)

Organismen oder Organismengemeinschaften, die Eigenschaften aufweisen, die in Korrelation zu anthropogenen (Schadstoff-)Belastungen (im Gegensatz zu 'natürlichen' Umwelteigenschaften) stehen.

Beispiel: Vertreter der Tabak-Kulturvarietät "Bel W 3" (Varietät des Tabak-Mosaikvirus) können als Bioindikatoren (in diesem Fall Monitororganismen) beim aktiven Monitoring des durch anthropogene Schadstoffemissionen erhöhten Ozongehaltes in den bodennahen Luftschichten herangezogen werden (SCHUBERT 1991, 59).

Die Unterscheidung über "natürlich" und "anthropogen" ist insofern nicht glücklich, als die Wirkungsweise auf die Organismen sich nicht prinzipiell unterscheidet und zudem oft die vermeintlich "natürlichen" Standorteigenschaften bereits anthropogen überformt sind. Es soll hier dennoch diesem Vorschlag gefolgt werden, weil dies mit den Definitionen von ARNDT ET AL. (1987, 10) sowie mit den Vorschlägen von PLACHTER (1989, 109) und FROBEL (1997, 108) in Einklang steht. Der Vorschlag orientiert sich also primär am eingebürgerten Gebrauch des Begriffes.

Zwei Problemfelder seien im Zusammenhang mit dem Begriff des Bioindikators i.e.S. kurz angesprochen. So werden Bioindikatoren z.T. als unspezifische "Frühwarnsysteme" eingesetzt. Sie sollen dann allgemein anthropogene Umweltveränderungen frühzeitig anzeigen, die auch für den Menschen negative Wirkungen erwarten lassen (SCHUBERT 1991, 24). Das Indikandum ist also unbekannt. Es muß durch anschließende Untersuchungen geklärt werden, was die Ursachen für die Reaktion des Indikators sind.

Damit ist bereits das zweite Problemfeld angesprochen, nämlich daß die Bioindikatoren nicht eigentlich die Gehalte bestimmter Schadstoffe anzeigen sollen, sondern deren Wirkung auf Organismen (SCHUBERT 1991, 13; ARNDT ET AL. 1987, 16). Indikandum ist also nicht der Schadstoffgehalt, sondern sind bestimmte Reaktionen von Organismen auf veränderte Schadstoffgehalte (vgl. auch Kriterium der "Repräsentanz" bei ARNDT ET AL. 1987, 25).

Zeigerarten und Bioindikatoren i.e.S. sind *Zustandsindikatoren*.

Leitart

Leitarten sind (verändert nach FLADE 1994, 45)

Arten, die in einem oder wenigen Typen von ökologischen Raumeinheiten¹⁰⁾ signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen ökologischen Raumeinheiten.

Die Anwesenheit von Leitarten kann das Vorkommen weiterer Arten indizieren, die charakteristisch für die jeweilige ökologische Raumeinheit sind (lebensraumholde Arten und treue Begleiter vgl. FLADE 1994, 47). Sie sind damit zunächst *Zustandsindikatoren*, bieten sich aber als *Bewertungsindikatoren* für das Schutzgut "natürliche und historisch gewachsene Artenvielfalt" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 Bundesnaturschutzgesetz BNatSchG) der Lebensgemeinschaften von ökologischen Raumeinheiten an.

Charakterart, Differentialart

SCHAEFER (1992, 69) definiert den Begriff der Charakterart folgendermaßen:

"Pflanzensoziologischer und tierökologischer Begriff für Arten, die in einem größeren Gebiet ganz oder vorzugsweise in einer bestimmten Pflanzenas-

soziation oder einem bestimmten Biotoptyp vorkommen."

Es lassen sich demnach zwei Unterbegriffe differenzieren:

die "Charakterart von pflanzensoziologischen Einheiten", und

die "Charakterart von Biotopen" bzw. allgemeiner formuliert - weil Biotope ein Typ von ökologischen Raumeinheiten sind (vgl. Anmerkung 10) - die "Charakterart von ökologischen Raumeinheiten". Der letztgenannte Begriff ist mit dem Begriff der "Leitart" in der oben angeführten Definition synonym (zur Problematik dieser beiden Begriffe vgl. Pkt. 3.4.2).

Der Begriff "Differential-" oder "Trennart" ist nach SCHAEFER (1992, 80) ein:

"Pflanzensoziologischer und tierökologischer Begriff für die sich in ihrem Vorkommen in einem bestimmten Gebiet fast oder ganz ausschließenden (d. h. ökologisch vikariierenden) Arten. Sie dienen zur Unterscheidung und Kennzeichnung nahe verwandter Pflanzengesellschaften oder Lebensgemeinschaften".

Charakter- und Differentialarten von pflanzensoziologischen Einheiten (als Klassen des pflanzensoziologischen Systems) können in gegebenen Pflanzenbeständen die "charakteristische Artenkombination" dieser Einheiten indizieren, die neben den Charakter- und Differentialarten die hochsteten Begleiter enthält (WILLMANN 1989, 33; DIERSCHKE 1994, 280f.). Sie indizieren damit die Klassenzugehörigkeit der betrachteten Pflanzenbestände und können deshalb als *Klassifikationsindikatoren* dienen.

Zielart

Als Definition wird in Anlehnung an MÜHLENBERG & HOVESTADT (1992, 38), RECK ET AL. (1994, 71), VOGEL ET AL. (1996, 179) und WALTER ET AL. (1998, 11) sowie unter Berücksichtigung der obigen Definition für Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren vorgeschlagen:

Als Zielarten werden Arten bezeichnet, die der Formulierung von konkreten und überprüfbaren Zielen des Naturschutzes dienen, d.h. sie ermöglichen die sachliche und räumliche Konkretisierung von abstrakt gehaltenen Zielen bzw. von Zielen übergeordneter Planungsebenen. Die Eigenschaften von Arten bzw. deren Vertretern oder Populationen, die für die Operationalisierung der Ziele herangezogen werden, können als Bewertungskriterien verwendet werden und als Parameter, anhand derer sich der Erfolg von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege messen läßt.

Ausgehend von Zielartenlisten lassen sich notwendige bzw. sinnvolle Schutz-, Kompensations-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ableiten und Handlungsprioritäten für die Maßnahmen festlegen. Im Kontext von Naturschutz- und Landschaftsplanung als raum- bzw. flächenbezogene Planung sind

Zielarten meist Arten, die in einem *bestimmten Raum* vorrangig geschützt werden sollen.

Um die "Gültigkeit" von Zielen, die über Zielarten formuliert werden, und der sich auf diese Ziele beziehenden Bewertungen (BECHMANN 1981, 104f.; HOERSTER 1994, 232; JESSEL 1996, 213f., 1998, 247) zu gewährleisten, müssen sich die Kriterien für die Auswahl der Zielarten logisch aus den in der Ziel- bzw. Planungshierarchie übergeordneten Zielen ableiten lassen.

Auch wenn in der *Praxis* aufgrund der großen Zahl von Pflanzen- und Tierarten sowie begrenzter finanzieller, personeller und zeitlicher Mittel immer nur eine Auswahl von Pflanzen- und Tierarten bzw. -gruppen betrachtet werden kann, sind grundsätzlich Zielartenlisten denkbar, die keine Indikationsfunktion erfüllen, sondern lediglich der Operationalisierung von Zielen dienen. Es sollte daher zwischen "Zielarten i.w.S." und "Zielarten i.e.S." unterschieden werden. Für die Zielarten i.w.S. gilt die oben genannte Definition. Zielartenlisten i.e.S. lassen sich demgegenüber in weiterer Eingrenzung definieren als:

Arten, deren Vertreter oder Populationen Eigenschaften besitzen, deren Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung von Umwelteigenschaften aufweist. Die indizierten Eigenschaften dienen der Konkretisierung von Zielen des Naturschutzes, als Bewertungskriterium für die Bewertung von Objekten, die für den Naturschutz relevant sind, und der Erfolgskontrolle im Sinne einer Zielerreichungskontrolle.

Damit sind Zielarten i.e.S. als *Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren* anzusprechen. Zielartenlisten für einen bestimmten Bezugsraum können grundsätzlich Zielindikatoren für verschiedene Ziele¹¹⁾ enthalten, soweit sich geeignete Indikatorarten finden lassen (vgl. auch Abb. 4). In der bisherigen Diskussion wird die Indikationsfunktion von Zielarten meist auf die Indikation von Arten durch Arten beschränkt, die sich mit den Ausdrücken "Mitnahmeeffekt" oder "Repräsentativität von Zielartenkollektiven" beschreiben läßt. Die Idee ist, daß Schutz-, Kompensations-, Pflege- und Entwicklungsziele und diesen Zielen dienende Maßnahmen, die der Erhaltung und Förderung von Zielarten dienen¹²⁾, auch anderen Arten zugute kommen. Die Begriffsdefinition sollte jedoch nicht auf diese spezielle Form der Indikation beschränkt werden, da Arten auch andere wertgebende Eigenschaften indizieren können.

Biodeskriptor

Teilweise wird auch der Begriff "Biodeskriptor" verwendet (z. B. RECK 1990), der wohl auf ERDELEN (1982, 190f.) zurückgeht. Jener beschreibt den Begriff folgendermaßen:

"Die hierbei [bei der Beschreibung eines Gebietes] verwandte Skala für den *Zustand oder 'Wert'* des Gebietes wird *per definitionem* festgelegt, auch unter Einbeziehung eher intuitiver Erfahrungs-

werte ('Natürlichkeit') oder *wertender* Kriterien (z.B. besondere Gewichtung seltener oder gefährdeter Arten der 'Roten Listen'). Anhand dieser Skala erhält man Daten zur *Beschreibung oder Bewertung* eines Gebietes, die vor allem zu Vergleichszwecken benutzt werden können (...). Dies sollte aber nicht als 'Indikation' bezeichnet werden, da ein definitiver, nicht notwendig streng wissenschaftlich begründbarer Schritt vorausgegangen ist; der Ausdruck 'Deskription' trifft daher besser zu. (...) Die erhaltenen Daten können sich zwar als korreliert mit objektiv ermittelten Belastungsfaktoren erweisen, jedoch handelt es sich dabei um eine ebenfalls nur 'deskriptive' Korrelation: eine Rückverfolgung bis hin zu den biologischen Beziehungen zwischen Belastung und Avifauna ist nicht möglich, da sich mindestens einige Kriterien der 'Wert'-Definition der strengen Kausalanalyse entziehen." (Kursive Hervorhebungen: W. Z.-E.)

Die kursiven Hervorhebungen zeigen, daß hier eine unzureichende Differenzierung von Sach- und Wertebene vorliegt (s.a. Pkt. 3.1), was die Nachvollziehbarkeit des Indikationsschrittes verringert. Der Begriff "Bewertungsindikator" in der oben definierten und erläuterten Form vollzieht demgegenüber eine klare Trennung zwischen Sach- und Wertebene. Nach den in diesem Beitrag vorgeschlagenen Definitionen ist außerdem der Nachweis der Kausalzusammenhänge für die Verwendung des Indikatorbegriffes nicht erforderlich. Eine *stabile* Korrelation zwischen Indikator und Indikandum für den angegebenen Gültigkeitsbereich ist ausreichend. Die Einführung des zusätzlichen Begriffes "Biodeskriptor" ist demzufolge nicht notwendig. Auf seine Verwendung sollte daher aus Gründen der logischen Stringenz und Übersichtlichkeit verzichtet werden.

2.4.2 Stellung der Begriffe für Indikatororganismen bzw. -arten zueinander

Abbildung 1 versucht, das Verhältnis der in Naturschutz- und Landschaftsplanung verwendeten Begriffe für die Indikation durch Organismen zueinander graphisch zu veranschaulichen. Sie soll außerdem die Begriffe entsprechend dem Zweck der Indikation ordnen.

Der größte Teil der Begriffe ist den "Zustandsindikatoren" zuzuordnen, wobei "Bioindikator i.w.S." als Oberbegriff vorgeschlagen wird. Subsumiert wären hierunter entsprechend obiger Definitionen die Begriffe "Zeigerart", "Bioindikator i.e.S." und "Leitart". Für Arten, die als Klassifikationsindikatoren dienen, gibt es keinen speziellen Oberbegriff. "Charakter-" und "Differentialarten" von Pflanzen- oder Tiergesellschaften, sind den Klassifikationsindikatoren zuzuordnen. "Zielarten i.e.S." sind entsprechend der obigen Definition Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren.

Der Begriff "Indikatorart" ist in der Abbildung nicht dargestellt. Er umfaßt (zweckunabhängig) die Ausdrücke Zeigerart, Leitart, Charakterart und Zielart i.e.S. Von den Bioindikatoren wird durch den Be-

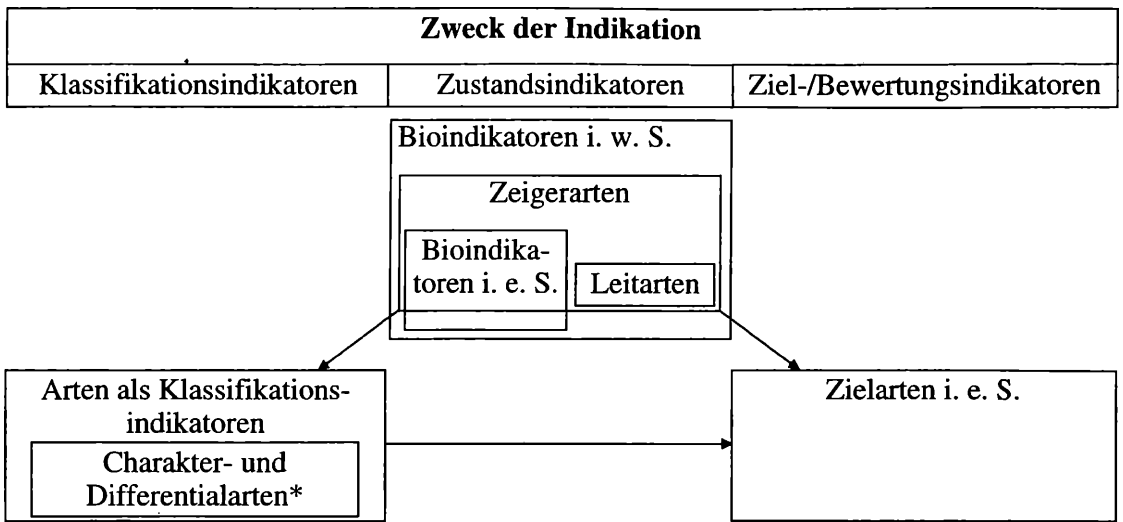


Abbildung 1

Verhältnis der artbezogenen Indikatorbegriffe zueinander. (* = von Pflanzen- oder Tiergesellschaften; weitere Erläuterungen im Text).

griff "Indikatorart" nur ein Teil erfasst. Ausgeschlossen sind die "Eigenschaften von Organismengemeinschaften, die sich nicht auf die einzelnen Organismen einer Art oder die konkrete Artenzusammensetzung beziehen (z.B. Biomasseproduktion einer Phytozönose, Diversität)" (vgl. obige Erläuterungen zu Bioindikatoren i.w.S.).

Wie bereits ausgeführt, sind Bewertungsindikatoren immer auch Zustands- oder Klassifikationsindikatoren, Klassifikationsindikatoren immer auch Zustandsindikatoren. Dies ist in Abbildung 1 über die Pfeile angedeutet. Der gleiche Indikator kann also je nach Zweck der Indikation verschiedenen Typen von Indikatoren zuzuordnen sein. So kann der Schwalbenwurzenzian (*Gentiana asclepiadea*) als "Zustandsindikator" für stickstoffarme Standorte in voralpinen Pfeifengraswiesen dienen. Gleichzeitig ist er Trennart der präalpinen Rasse des "Molinietum caeruleae" und damit "Klassifikationsindikator". Außerdem könnte er als eine Zeigerart für die "historisch gewachsene Artenvielfalt" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG) der Lebensgemeinschaft der voralpinen Streuwiesen herangezogen werden, und wäre damit Ziel- bzw. Bewertungsindikator. Für eine bestimmte (Teil)Fragestellung wird aber ein Indikationszweck im Vordergrund stehen.

Es wird vorgeschlagen, anstelle von "Leitart" grundsätzlich den Begriff "Charakterart von ökologischen Raumeinheiten" für die Funktion als Zustandsindikator vorzuziehen, da der Wortbestandteil "Leit-" in Naturschutz- und Landschaftsplanung mit normativen Aspekten in Zusammenhang gebracht wird. Dies gilt vor allem für die in den letzten Jahren in Naturschutz- und Landschaftsplanung vielbenutzten Begriffe "Leitlinien" und "Leitbilder" (vgl. ALTMOOS 1997, 65). Auch FLADE (1994, 45) führt hierzu aus:

"Es soll hier der Begriff 'Leitart' und nicht der Begriff 'Charakterart' oder 'Kennart' verwandt werden, weil er besser verdeutlicht, daß diese Arten und ihre Habitatsprüche sowohl den Kartierer im Gelände als auch den Landschaftsplaner bei *Bewertung* und Planung 'leiten' sollen. Sie fungieren als 'Leitlinie' und sollen helfen, 'Leitbilder' zu beschreiben." (Kursive Hervorhebung: W. Z.-E.)

Die Verwendung der Sprachregelung "Charakterart von ökologischen Raumeinheiten" anstelle von "Leitart" (i.S.v. FLADE 1994, 45) wäre hingegen angezeigt, um die saubere Trennung von "Sach-" und "Wertebene" auch begrifflich zu dokumentieren. Der Begriff "Charakterart" in der oben zitierten Definition von SCHAEFER (1992) subsumiert jedoch 2 Begriffe, die in dem in Abbildung 1 dargestellten Beziehungsgefüge zwischen den Indikatorbegriffen eine unterschiedliche Stellung einnehmen:

Im Fall der "Charakterart von pflanzensoziologischen Einheiten" dient die Charakterart als ein wichtiges Klassifikationskriterium. Soweit es sich um treue und gleichzeitig hochstete Charakterarten handelt bzw. in Kombination mit den Differentialarten, kann die Art als Indikator dafür herangezogen werden, daß ein Pflanzenbestand der entsprechenden pflanzensoziologischen Einheit zuzuordnen ist und fungiert damit als Klassifikationsindikator.

Da die Klassifizierung von Biotopen nicht generell nach der Artenzusammensetzung erfolgt, in der Praxis von Naturschutz- und Landschaftsplanung sogar eher nach Umwelteigenschaften, die Einzelarten nicht als Klassifikationskriterien berücksichtigen (z.B. geo- und vegetationsmorphologische sowie standörtliche¹³ Eigenschaften; SSYMAN ET AL. 1993, 51; KNICKREHM & ROMMEL 1994, 7 f.), sind "Charakterarten von Biotopen" keine Klassifikationskriterien für die Biotoptypen. Sie können

sekundär über die Indikation von Umwelteigenschaften, die als Differenzierungsmerkmale für die Klassifizierung der Biotope dienen, zu Klassifikationsindikatoren werden, sind dies aber eben *nicht* *zwangsläufig*.

Dies sei am Beispiel der Knolligen Kratzdistel (*Cirsium tuberosum*) und des Blaukernauges (*Minois dryas*) verdeutlicht: Die Knollige Kratzdistel ist Charakterart der *pflanzensoziologischen Einheit* des "Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae". Sie dient als Klassifikationskriterium für diese Assoziation und kann als Charakterart der Assoziation auch als Klassifikationsindikator für diese syntaxonomische Einheit verwendet werden. Als Charakterart des *Biotoptyps* "Streu- und Futterwiesen oligotropher bis mäßig nährstoffreicher, basenreicher, toniger, wechselfeuchter und sommerwarmer Standorte" dient die Knollige Kratzdistel nicht als Klassifikationskriterium, kann aber die Umwelteigenschaften indizieren, die als Abgrenzungskriterien für diesen Biotoptyp herangezogen werden, und ist damit sekundär auch Klassifikationsindikator für diesen Biotoptyp.

Das Blaukernauge dagegen kann im Naturraum "Südliches Alpenvorland" zwar als Charakterart von "Pfeifengras-Streuwiesen auf wechsellackenen bis wechselfeuchten Standorten" bezeichnet werden (MEINEKE 1982, 351; OPPERMANN 1987, 237; WEIDEMANN 1995, 559). Da aber keine Korrelationen zwischen dem Auftreten der Art und den Umwelteigenschaften belegt sind, die als Klassifizierungskriterien für diesen Biotoptyp dienen, könnte die Art auch nicht als Klassifikationsindikator für diesen Biotoptyp herangezogen werden, selbst wenn sie leichter nachweisbar wäre als entsprechend geeignete Zeigerarten wie das Blaue Pfeifengras (*Molinia caerulea*).

Diese unterschiedliche Stellung der beiden mit "Charakterart" bezeichneten Bedeutungen im Beziehungsgefüge der Indikatorbegriffe (Abb. 1) läßt eine terminologische Differenzierung sinnvoll erscheinen. Wie oben beschrieben, impliziert der Begriffsbestandteil "Leit-" in Naturschutz- und Landschaftsplanung normative Aspekte. Andererseits eignet sich "Leitart" aber nicht als Oberbegriff für Arten, die als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren verwendet werden, da das Präfix "Leit" in der Diskussion um Ziele in Naturschutz- und Landschaftsplanung meist mit eher *allgemein* gehaltenen Zielformulierungen assoziiert wird (z.B. KIEMSTEDT 1991, 338 f.; JESSEL 1996, 213; WIEGLEB 1997, 44). Zielindikatoren sollen aber definitionsgemäß allgemein gehaltene Ziele *konkretisieren*. Es wird daher hier "Leitart" in der oben definierten Form, synonym mit dem Begriff "Charakterarten von ökologischen Raumeinheiten", verwendet und als reiner Zustandsindikator verstanden, allerdings mit dem Hinweis auf die Notwendigkeit einer weiteren Diskussion und ggf. geänderte Begriffe.

2.4.3 Anforderungen an Indikatorarten in Naturschutz- und Landschaftsplanung

Spezielle Kriterien für die Auswahl von Indikatorgruppen bzw. -arten für Naturschutz und Landschaftsplanung nennen beispielsweise PLACHTER (1989, 127f., 1990, 196), RECK (1990, 106), SPANG (1992, 158f.) und RIECKEN (1992, 39ff.). Diese sollen hier nicht diskutiert werden. Vielmehr soll an dieser Stelle nur auf die Indikator-Indikandum-Beziehung ("Validität" des Indikators) eingegangen werden.

Die Validität eines Indikators drückt die Enge der Korrelation zwischen den Eigenschaften von Indikator und Indikandum aus. Sie wird durch die Spezifität des Indikators und im Falle von Multikausalität durch die Stärke des Einflusses der einzelnen Ursachen auf die Ausprägung des Indikandums oder des Indikators bestimmt. Grundsätzlich muß zunächst aus *fachlichen* Gründen eine hohe Validität des Indikators postuliert werden: Wenn der Indikator das Indikandum nicht mit ausreichender Sicherheit indiziert, sinkt dessen Wert für naturwissenschaftliche oder planerische Zwecke. Dies sei anhand der planerischen Anwendung von Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren verdeutlicht.

Wenn Indikator und Indikandum nicht eng genug korreliert sind, besteht die Gefahr, daß die Ausprägung des Indikandums durch die Ausprägung des Indikators nicht genau genug beschrieben wird. Ein Grundprinzip rationaler Planung ist es aber, daß eine rational handelnde Person oder Gemeinschaft versucht, die Soll-Ist-Differenz zwischen einem angestrebten und dem gegenwärtigen Zustand auf einen als akzeptabel definierten Schwellenwert zu verringern (STACHOWIAK 1994, 262; RITTEL 1992, 67). Das setzt voraus, daß diese Zustände möglichst eindeutig bestimmbar sind. Werden Indikatoren zur Beschreibung dieser Zustände eingesetzt, ist dies nur gewährleistet, wenn die Validität der Indikatoren hoch ist.

In der *Praxis* von Naturschutz- und Landschaftsplanung ist es nicht immer möglich, die Qualität der Indikator-Indikandum-Beziehung zu ermitteln. Dies hängt einerseits damit zusammen, daß das Indikandum schwer meßbar und die Validität des Indikators daher nur mit hohem Aufwand bestimmbar ist. Ein weiteres Problem, das beispielsweise bei den Bewertungsindikatoren eine Rolle spielt, hängt damit zusammen, daß die Ziele, die indiziert werden sollen, nicht ausreichend konkretisiert sind. So scheitern Indikationsverfahren für die "Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes" nicht zuletzt daran, daß dieses Schutzgut bislang nicht ausreichend präzisiert werden kann (Versuche hierzu etwa bei PLACHTER 1990, 190-192; vgl. aber auch Beiträge der "funktionalen Ökologie", z.B. SCHULZE & MOONEY 1993).

Konkretisierung im Sinne einer Operationalisierung muß hier (nach der Definition der Begriffe) bedeuten, die Komplexität des Indikandums aufzulösen, indem man die Parameter identifiziert, die die

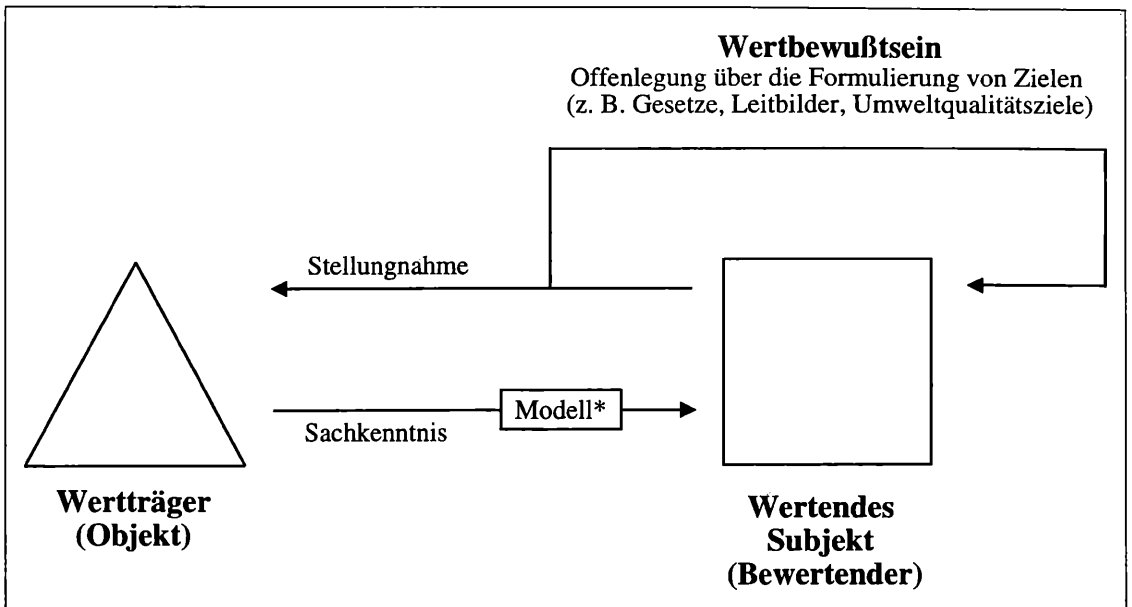


Abbildung 2

Grundprinzip einer Bewertung (nach BECHMANN 1981, 104, verändert; * = es werden nur solche Teileigenschaften des Objekts abgebildet, die für die Bewertung relevant sind).

"Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes" bestimmen. Für diese Parameter, soweit sie schwer meßbar sind, lassen sich dann unter Umständen auch Indikatoren finden, deren Validität leichter ermittelbar ist.¹⁴⁾

Weitere Gründe für die Schwierigkeit, die Validität von Indikatoren zu bestimmen bzw. für die geringe Validität von Indikatoren liegen in der Multikausalität der Beziehung zwischen Indikator und Indikandum begründet:

- Ist der Indikator in einer Wirkungskette dem Indikandum vorgeschaltet (Schlüsselparameter als Indikator), kann die Ausprägung des Indikandums durch weitere Parameter beeinflusst werden, d.h. die Spezifität des Indikators ist relativ gering. Ist dieser Einfluß hoch, ist die Validität des Indikators gering.
- Ist der Indikator in einer Ursache-Wirkungs-Kette dem Indikandum nachgeschaltet, kann die als Indikator ausgewählte Eigenschaft durch weitere Parameter beeinflusst werden, d.h. die Spezifität ist wiederum gering. Ist dieser Einfluß hoch, ist die Validität des Indikators ebenfalls gering.
- Ist der Indikator in einem Wirkungsnetz dem Indikandum parallel geschaltet, können Indikator und Indikandum durch weitere Parameter beeinflusst werden, die auf Indikator und Indikandum nicht gleichermaßen wirken. Je größer der Einfluß solcher zusätzlicher, auf Indikator und Indikandum unterschiedlich wirkender Parameter ist, desto geringer ist die Validität des Indikators.

Die mangelnde Kenntnis zur Validität der Indikatoren aufgrund der oben genannten Ursachen sollte aber nicht dazu verleiten, für diese Indikatoren ei-

nen eigenen Begriff zu prägen. Vielmehr sollte ein entsprechendes Defizit durch eine ergänzende Bemerkung wie "Validität des Indikators aufgrund von Multikausalität unzureichend bekannt" kenntlich gemacht werden. Man kann für die Praxis zunächst von einer hohen Qualität dieser Beziehung ausgehen, vorausgesetzt, es gibt "ausreichende" Gründe für diese Annahme, etwa wenn dies aufgrund der empirischen Belege offenkundig ist. Die Gründe für eine solche Annahme müssen allerdings nachvollziehbar dargelegt werden, um sie einer wissenschaftlichen Überprüfung zugänglich zu machen. Wo die Validität zumindestens näherungsweise bekannt ist, sollte sie angegeben werden (vgl. HEIDT & PLACHTER 1996, 204).

Im weiteren erfolgt nun primär eine Auseinandersetzung mit den artbezogenen Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren, in der hier vorgestellten Terminologie also mit Zielarten.

3. Zielarten als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

3.1 Prinzipien von Bewertung in einem planerischen Kontext

Betrachtet wird hier nicht die ethische Dimension naturschutzfachlicher Ziele und Bewertungskriterien (vgl. ESER & POTTHAST 1997, 183f.). Vielmehr sollen fachliche Anforderungen an die Festlegung von Handlungsprioritäten für die Erhaltung von Arten in einem Bezugsraum, an die naturschutzfachliche Flächenbewertung (ESER & POTTHAST 1997, 182 - naturschutzfachliche Bewertung i.e.S.) sowie an die Auswahl von Arten als Bewertungsindikatoren herausgearbeitet werden, die aus "verfahrenstechnischen" Überlegungen zur Bewertung er-

sultieren. Dabei wird von den gegenwärtig durch die Gesetze formulierten Zielen des Naturschutzes ausgegangen.

Abbildung 2 zeigt das Grundscheema einer Bewertung. Es verdeutlicht, daß sich jene immer auf Ziele (bzw. Normen) beziehen muß, die in einer Ziel- oder Normenhierarchie¹⁵⁾ übergeordnet sind (s. auch BRINKMANN 1997, 49, Abb. 3). Die als Bewertungskriterien herangezogenen Objekteigenschaften müssen sich daher aus den Zielen ableiten lassen, also in einem logischen und für die Fragestellung (Zweck der Bewertung) relevanten Zusammenhang zu den Zielen stehen.

Abbildung 3 versucht, dies am Beispiel gesetzlicher Ziele zu verdeutlichen: Die oberste Ebene enthält die durch die Ziele festgelegten Objekte, im Schema beispielhaft durch Ziele benannte Schutzgüter. Die zweite Ebene nennt die Parameter, die geeignet sein sollen, die Schutzgüter zu beschreiben (Operationalisierung). In der dritten Ebene sind die Indikatoren genannt, die stellvertretend für die Parameter erfaßt werden können (Funktion als "Zustandsindikatoren"). Aufbauend auf diese Indikatoren oder aber auch direkt auf die Parameter zur Beschreibung der Schutzgüter (angedeutet durch die Klammer in der Abbildung) können nun die Ziele als Umweltqualitätsziele oder -standards konkretisiert werden (4. Ebene). Damit werden die Zustandsindikatoren zu "Zielindikatoren"

Über einen Soll-Ist-Vergleich für die ausgewählten Parameter bzw. Indikatoren in bestimmten Räumen kann dann die Bewertung vorgenommen werden (vgl. THOSS 1995, 472; HEIDT & PLACHTER 1996, 215-217). Die Zielindikatoren werden damit zu "Bewertungsindikatoren" Die Indikatoren oder die direkt ausgewählten Parameter dienen als "Bewertungskriterien" Die Auswahl von Parametern zur Operationalisierung der Objekte ist damit der erste Schritt, der notwendige Voraussetzung für die Identifizierung geeigneter Indikatoren als Stellvertreter für diese Parameter ist.

Wichtige Ziele für Naturschutz und Landschaftsplanung geben u.a. das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und das Bau- und Raumordnungsgesetz (BauROG) vor. Hier erfolgt eine Beschränkung auf das Bundesnaturschutzgesetz: In Paragraph 1 werden 4 Oberziele genannt. Es handelt sich also nicht um ein Einzelziel, sondern um ein Zielsystem. Um *Nachvollziehbarkeit* zu gewährleisten, muß bei der Auswahl der Bewertungskriterien deutlich gemacht werden, welches Bewertungskriterium sich aus welchem Ziel ableitet.

Abbildung 2 verdeutlicht auch, daß man eine *Sachebene* (unterer Pfeil: wertfreie Beschreibung des Objektes) und eine *Wertebene* (oberer Pfeil: bewußte Wertzuweisung) unterscheiden muß (vgl. auch SCHEMEL 1985, 97; HABER ET AL. 1993, 166; JESSEL 1996, 211f.). Da für das Modell des Objektes je nach *Fragestellung* (Zweck der Bewertung) andere Eigenschaften berücksichtigt werden müssen, sind je nach Zweck der Bewertung auch

andere Bewertungskriterien relevant. Zweck der Bewertung kann beispielsweise die Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Flächen oder die Abschätzung der Notwendigkeit, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in bestimmten Bezugsräumen durchzuführen, sein.

Bewertung dient der Festlegung von Handlungsprioritäten, die die Auswahl zwischen verschiedenen Handlungsalternativen und damit die Entscheidung vorbereiten sollen. (BECHMANN 1981, 103; JESSEL 1998, 230). Daher erscheint es wichtig, für die Festlegung der Handlungsprioritäten zwischen der *Wichtigkeit* und der *Dringlichkeit* einer Handlung zu unterscheiden. Während die Wichtigkeit einer Handlung ausdrückt, wie hoch ihr Beitrag zur Erreichung eines bestimmten Zieles ist, ist die Dringlichkeit ein Ausdruck dafür, wie akut der Handlungsbedarf ist. Die Dringlichkeit einer Handlung wird durch das Risiko, daß die wertgebende Eigenschaft verlorenght, und die Wiederherstellbarkeit dieser Eigenschaft, unter Berücksichtigung des notwendigen Aufwandes, bestimmt.

Plakativ formuliert: Man wird immer zuerst das Wichtigste und Dringlichste erledigen. Weniger Wichtiges kann man delegieren oder auf einen Stapel ablegen und später erneut einschätzen. Wichtiges, aber weniger Dringliches wird später erledigt. Nur Handlungen, die wichtig *und* dringlich sind, haben oberste Handlungspriorität. Im nächsten Gliederungspunkt wird versucht, dies am Beispiel der Schutzpriorität von Arten in einen bestimmten Raum zu erläutern.

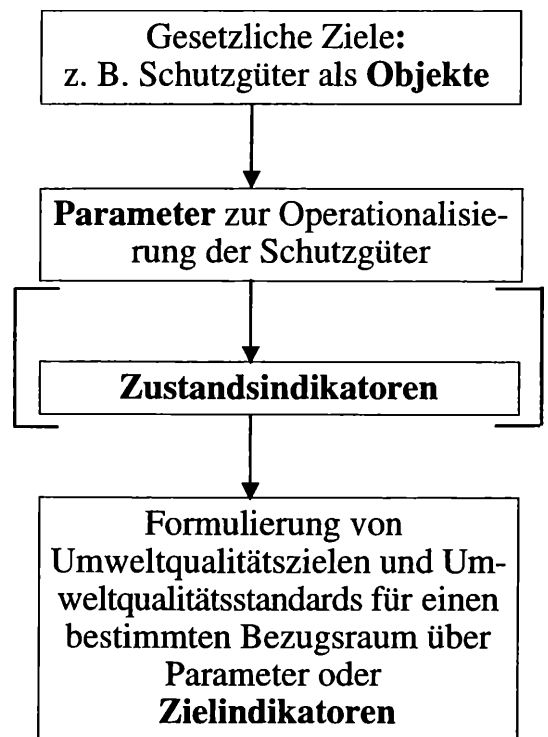


Abbildung 3

Schema zur Operationalisierung gesetzlicher Ziele.

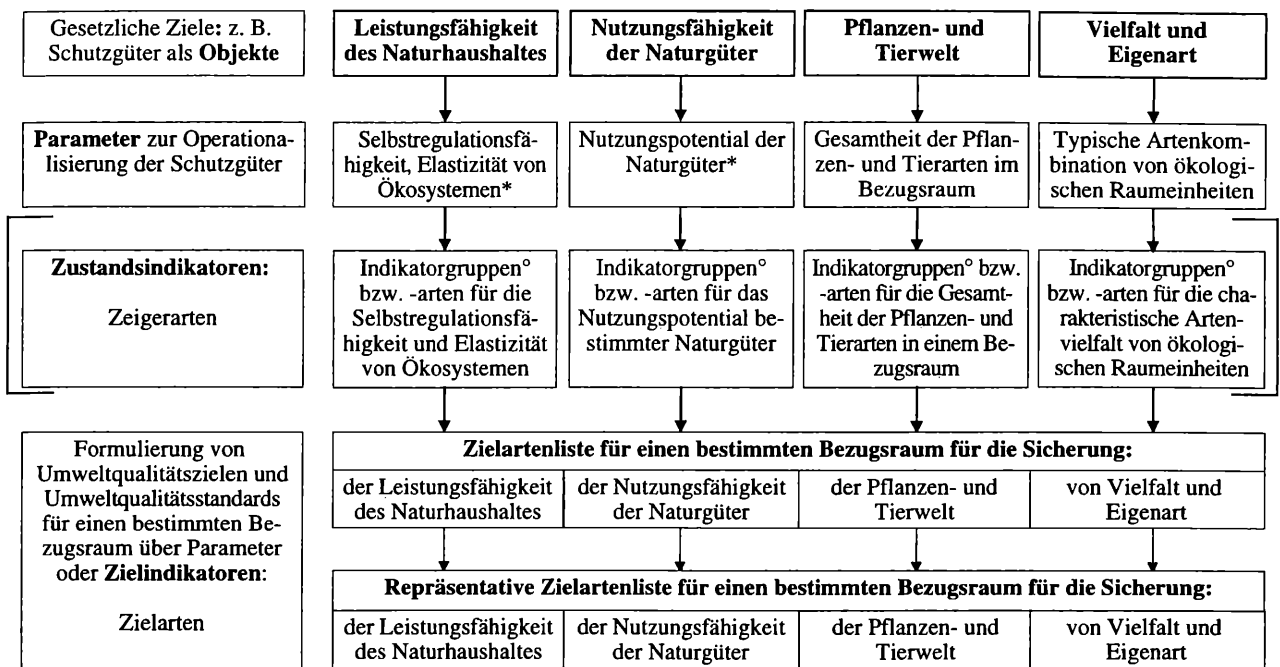


Abbildung 4

Schema zur Operationalisierung der in § 1 Bundesnaturschutzgesetz genannten Schutzgüter anhand artbezogener Indikatoren. (* = nach PLACHTER 1992, 23ff.; dort wird der Begriff "Meßgröße" verwendet. Die Auswahl der Parameter wurde nicht hinterfragt; sie haben einen geringeren Konkretisierungsgrad als die für die beiden anderen Schutzgüter angegebenen Parameter. ^o = im Sinne von Gruppen von Indikatorarten).

3.2 Arten als Parameter zur Zieloperationalisierung und als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

Welche Konsequenzen haben diese bewertungstheoretischen Grundsätze für die Auswahl und den Umgang mit Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren bei der naturschutzfachlichen Flächenbewertung im Naturschutz?

Nachvollziehbarkeit der Ableitung von Zielarten

Wesentlich ist zunächst, daß sich die Kriterien für die Auswahl von Arten bzw. deren Eigenschaften als Bewertungskriterien aus den übergeordneten Zielen ableiten lassen, d.h. daß die Kriterien für die Auswahl der Arten bzw. deren Eigenschaften in einem logischen und für den Zweck der Bewertung relevanten Zusammenhang zu den Zielen stehen müssen. Aus Gründen der Nachvollziehbarkeit ist weiterhin zu fordern, daß erkennbar ist, welche Kriterien für die Auswahl der Arten bzw. deren Eigenschaften als Parameter oder Indikatoren sich auf welches Ziel beziehen und welche Arten aus welchen Gründen (bezogen auf welches Ziel) ausgewählt wurden. Da die Bewertung zweckabhängig ist, ist die eindeutige Formulierung der Fragestellung Voraussetzung für eine sinnvolle Ableitung der Bewertungskriterien.

Abbildung 4 versucht, dies anhand der artbezogenen Zielindikatoren für die in § 1 Bundesnaturschutzgesetz genannten Ziele zu verdeutlichen. In

der obersten Ebene sind die Schutzgüter nach § 1 des Bundesnaturschutzgesetz genannt. Die zweite Ebene nennt die Parameter, die geeignet sein sollen, die Schutzgüter zu beschreiben (Operationalisierung). Sind nur wenige, leicht erfassbare Parameter relevant, können diese direkt als Grundlage für die Formulierung von Umweltqualitätszielen und -standards dienen. Dies ist durch die Klammer um die nächste Ebene angedeutet. In der dritten Ebene sind die Indikatoren genannt, die stellvertretend für die Parameter erfaßt werden können (Funktion als "Zustandsindikatoren"). In der Abbildung erfolgt eine Beschränkung auf Indikator"arten" bzw. Gruppen von Indikatorarten. Aufbauend auf diese Indikatoren bzw. direkt auf die ermittelten Parameter können die Ziele in einem dritten, einem normativen Schritt als Umweltqualitätsziele oder -standards konkretisiert werden. Damit werden die Indikatoren zu "Zielindikatoren", im Falle der Indikatorarten zu Zielarten. Um die Nachvollziehbarkeit der Indikatoren-Auswahl sicherzustellen, muß bei jeder Art, die in der Zielartenliste für einen Bezugsraum genannt wird, erkennbar bleiben, aus welchem Grund, d.h. bezogen auf welches Ziel, sie ausgewählt wurde. Der nachfolgende vierte Schritt, die Auswahl repräsentativer Artenkollektive, wird später betrachtet (vgl. Pkt. 3.3) und daher hier nicht erläutert. Erwähnt sei hier nur, daß es sich dabei um einen zweiten Indikationsschritt handelt.

In der Zielartenliste sind die Ziele über die Parameter bzw. Zielindikatoren konkretisiert, z.B. in Form

von Listen der Arten, die in einem bestimmten Raum erhalten werden sollen, als angestrebte Populationsgröße für einzelne Arten oder als Zahl der angestrebten Populationen oder "Vorkommen" für ausgewählte Arten. Über einen Soll-Ist-Vergleich für diese Zielgrößen in bestimmten Räumen kann dann die Bewertung erfolgen, zunächst ebenfalls differenziert nach den einzelnen Zielen. Die Zielindikatoren werden damit zu "Bewertungsindikatoren", die zusammen mit den direkt herangezogenen Parametern zur Operationalisierung der Objekte als "Bewertungskriterien" dienen können.

Um die geforderte Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten, sollte bei der Auswahl von Arten als Zielarten deutlich zwischen verschiedenen Kategorien von Auswahlkriterien unterschieden werden. Die erste Kategorie sind *naturschutzfachliche Kriterien*, die sicherstellen sollen, daß auch tatsächlich die Ziele "abgebildet" werden, die operationalisiert werden sollen. Ein Beispiel ist die "Stetigkeit" von Arten in bestimmten ökologischen Raumeinheiten als Kriterium für die Auswahl von Arten als Bestandteil der "charakteristischen Artenkombination", die als *Parameter* zur Operationalisierung des Ziels "Sicherung von Vielfalt und Eigenart" dienen kann. Innerhalb dieser Kriterienkategorie ist zu unterscheiden zwischen Kriterien, die der Auswahl von Arten als geeigneten *Parametern* zur Operationalisierung der Ziele dienen, und solchen, die der Auswahl von Arten als *Indikatoren* für diese Parameter dienen.

Eine zweite Kategorie von Kriterien stellen *pragmatische Kriterien* dar. Dazu zählen beispielsweise finanzielle, personelle und zeitliche Rahmenbedingungen, unter denen eine bestimmte Planung stattfindet. Eine dritte Gruppe schließlich bilden *naturschutzstrategische Kriterien*, deren Aufgabe es ist, die Durchsetzungswahrscheinlichkeit von naturschutzfachlichen Zielen und Maßnahmen zu erhöhen (ESER & POTTHAST 1997, 183). Im Fall der Zielarten gehört dazu beispielsweise das Kriterium der "Attraktivität". Eine deutliche Trennung zwischen naturschutzfachlichen und naturschutzstrategischen Kriterien erscheint angezeigt, damit die zugrundeliegenden Ziele erkennbar und damit diskutierbar bleiben (ESER & POTTHAST 1997, 184).

Abhängigkeit der Bewertungskriterien von der Fragestellung

Man kann nicht grundsätzlich davon ausgehen, daß Arten bzw. deren Eigenschaften, die als Bewertungskriterien für einen bestimmten Planungsmaßstab und für eine bestimmte Fragestellung ausgewählt wurden, sich gleichermaßen als Bewertungskriterien für andere Planungsmaßstäbe und Fragestellungen eignen. So können für landes- und bundesweite Planungen andere Bewertungskriterien sinnvoll sein als für lokale Planungen. Ebenso benötigt man für die Beantwortung der Frage: "Welche Flächen sollten bevorzugt geschützt oder geschont werden?" zumindest teilweise andere Be-

wertungskriterien als bei der Frage: "Welche Flächen sollen bevorzugt entwickelt werden?"

Wichtigkeit und Dringlichkeit von Handlungen

Auch für die Festlegung von Handlungsprioritäten im Arten- und Biotopschutz sollte zwischen der Wichtigkeit und der Dringlichkeit von Handlungen unterschieden werden. Dies sei am Beispiel der Festlegung von Prioritäten für den Schutz von Arten in einem bestimmten Raum, bezogen auf das Schutzgut "Pflanzen- und Tierwelt", erläutert (vgl. Abb. 5). Als Kriterien für die *Wichtigkeit* des Schutzes von Arten in dem betrachteten Raum sind die Schutzwürdigkeit¹⁶⁾, die Schutzpriorität im übergeordneten Bezugsraum, soweit sie bereits festgelegt wurde, und die Schutzverantwortung anzusehen. Die Schutzverantwortung ergibt sich aus der Bedeutung des Bestandes einer Art in dem betrachteten Raum für die Erhaltung der Art in einem größeren Bezugsraum (z.B. Europa, gesamte Erde). Geeignete Größen zur Einschätzung dieser "Bedeutung" sind z.B. die Lage im Areal, die Arealaffinität, "Areal"größe und -zusammenhang im Bezugsraum und die Größe des Bestandes im Verhältnis zur Größe des Bestandes im übergeordneten Bezugsraum (KUDRNA 1986, 45-52; TUCKER ET AL. 1994, 27, 29; SCHNITTLER ET AL. 1994, 458; LUDWIG & SCHNITTLER 1996, 734f.). Die *Dringlichkeit* des Schutzes von Arten ergibt sich, *naturschutzfachlich* betrachtet, unter anderem aus der Gefährdung im Betrachtungsraum: Je gefährdeter eine Art ist, desto dringender ist die Durchführung von Schutzmaßnahmen, *wenn* die Art im Bezugsraum erhalten werden soll.

Oberste Schutzpriorität haben diejenigen Arten, deren Schutz gleichzeitig sehr wichtig und sehr dringend ist (Beispiele: Wachtelkönig, Kreuzenzianbläuling *Maculinea rebeli*; vgl. TUCKER ET AL. 1994, 27-29 - SPEC-Kategorien).

Unterscheidung zwischen Parametern zur Zieloperationalisierung und Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

Wie oben beschrieben, können als Bewertungskriterien *Parameter* zur Operationalisierung der Ziele oder die entsprechenden *Indikatoren* herangezogen werden. Die Ableitung von Arten bzw. deren Eigenschaften als *Parameter* zur Zieloperationalisierung muß getrennt von deren Auswahl als *Zielindikatoren* betrachtet werden. Wenn eine Art als *Parameter* zur Operationalisierung des Ziels "Sicherung der Pflanzen- und Tierwelt" ausgewählt wurde, sagt dies noch nicht zwangsläufig etwas über die *Indikationsfunktion* für das gleiche Ziel oder gar für andere Ziele aus. Es sagt damit beispielsweise nicht von vornherein etwas dazu aus, ob Vorkommen und/oder Reaktion anderer Arten auf bestimmte Eingriffe, Schutz-, Pflege- oder Entwicklungsmaßnahmen durch Vorkommen bzw. Reaktion dieser Art angezeigt werden.

Um die *Funktion als Zielindikator* zu prüfen, ist zunächst zu fragen, welche Ziele eigentlich indiziert werden sollen:

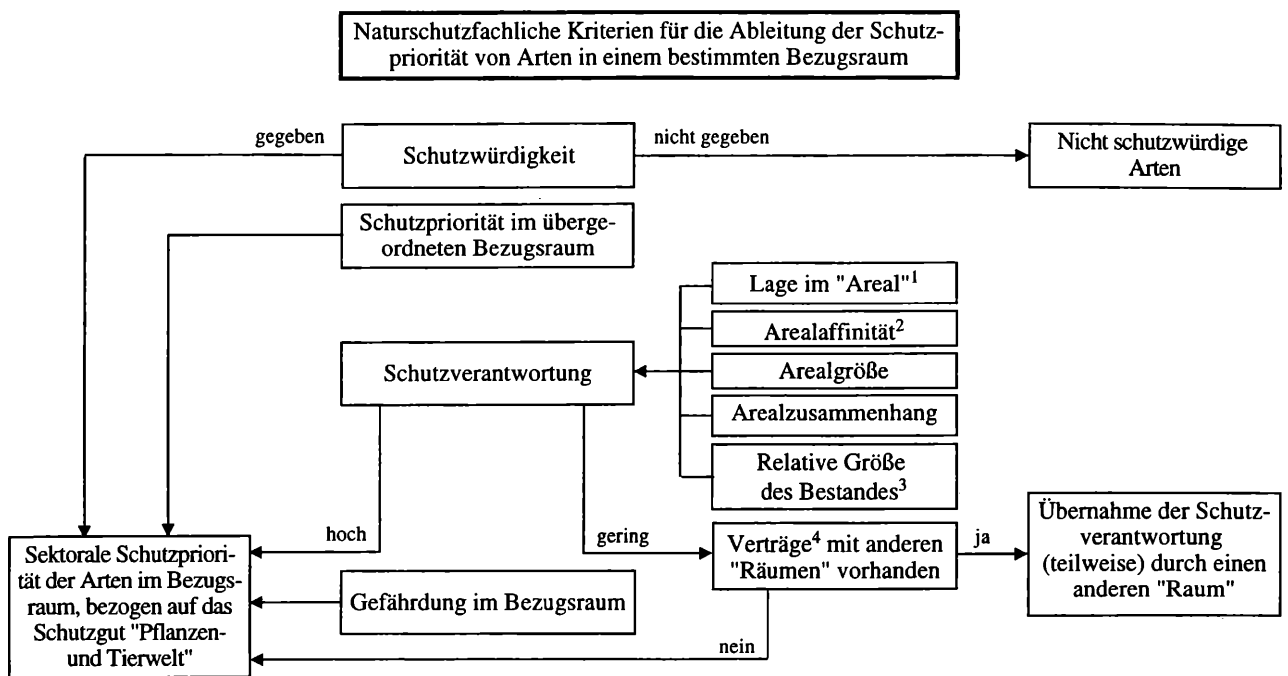


Abbildung 5

Schema zur naturschutzfachlichen Ableitung der Schutzpriorität für Arten in einem bestimmten Bezugsraum, bezogen auf das Schutzgut "Pflanzen- und Tierwelt" ¹ = Lage der Vorkommen des betrachteten Bezugsraumes im Verbreitungsbild der Art, bezogen auf einen übergeordneten Bezugsraum; ² = Anteil des Verbreitungsgebietes einer Art im Bezugsraum am gesamten Verbreitungsgebiet der Art (KUDRNA 1986); ³ = Größe des Bestandes einer Art im Bezugsraum im Verhältnis zur Größe des Bestandes der Art im übergeordneten Bezugsraum (Alternativkriterium zu Arealaffinität und Arealgröße); ⁴ = Gemeint sind Verträge über die Übernahme der Schutzverantwortung (z.B. Staat x zeichnet verantwortlich für die Erhaltung einer Population von y Tieren der Art z; dafür verpflichtet sich...).

- Ist es Ziel, daß alle typischen Arten einer Lebensgemeinschaft¹⁷⁾ kleiner Gebietsausschnitte (lokale Vielfalt¹⁸⁾: Leitart als Zustandsindikator) oder Artenkollektive großer Gebiete (regionale bis globale Vielfalt¹⁹⁾) erhalten oder erst etabliert werden sollen?
- Sollen Arten gleicher oder ähnlicher Schutzpriorität indiziert werden, für deren Erhaltung also Maßnahmen gleicher bzw. ähnlicher Handlungspriorität erforderlich sind. (Als Beispiel vgl. Zielartenkonzept Baden-Württemberg: Zielorientierte Indikatorarten als Zielindikatoren für die Gesamtzahl der Zielarten, WALTER ET AL. 1998, 14f.)
- Oder sollen die Erfüllungsgrade ganz anderer Ziele abgebildet werden, so daß die Indikation anderer Arten keine oder eine untergeordnete Rolle spielen kann?

Die folgenden Punkte befassen sich in einer weiteren Einengung des Themas ausschließlich mit der Indikation von Arten durch Arten.

3.3 Repräsentativität von Arten(-kollektiven): Arten als Indikatoren für andere Arten

Sollen Arten durch andere Arten indiziert werden, sollte angegeben werden, welche Eigenschaften der

Vertreter, Populationen, Metapopulationen oder aber des Gesamtbestandes der repräsentierten Arten (im folgenden vereinfacht bezeichnet mit: Eigenschaften der "Arten") in einem bestimmten Raum indiziert werden sollen:

Vitalitätsparameter der Organismen;

Präsenz-Absenz-Werte von Arten in einem Raum;

Größe der Population, Metapopulation oder des Gesamtbestandes in einem bestimmten Raum und deren Entwicklung bei Umweltveränderungen;

Räumliche Struktur der Population, Metapopulation oder des Gesamtbestandes in einem bestimmten Raum (Dispersion, Arealzusammensetzung) und deren Entwicklung bei Umweltveränderungen;

Überlebenswahrscheinlichkeit bzw. Gefährdung der Population, Metapopulation oder des Gesamtbestandes in einem bestimmten Raum als komplexe Eigenschaft, die unter anderem durch die beiden vorgenannten Eigenschaften bestimmt wird.

Vor allem die Möglichkeit der Indikation der gegenwärtigen Dispersion von Population oder Metapopulation wird kritisch beurteilt, weil i. d. R. zu wenig über die relevante Geschichte des betrachteten Raumes bekannt ist (Besiedlungsgeschichte durch die

Arten, Geschichte der Umweltentwicklung). Damit sind dem Einsatz repräsentativer Artenkollektive in Naturschutz- und Landschaftsplanung bereits bei der *Erfassung* aus *naturschutzfachlicher* Sicht Grenzen gesetzt.

Andererseits können in der *Praxis* von Naturschutz- und Landschaftsplanung im konkreten Planungsfall immer nur ausgewählte Artengruppen untersucht werden. Man ist also gefordert, bereits bei der Erfassung wenige Artengruppen stellvertretend für die gesamte Pflanzen- und Tierwelt in einem bestimmten Raum auszuwählen. Dies entspricht dem zweiten Schritt in Abbildung 4. Entsprechende Vorschläge und Kriterien für die Auswahl finden sich bei PLACHTER (1989, 116-119), FINCK ET AL. (1992, 330-337), RECK (1992, 129-134), RIECKEN (1992, 94-150) und SPANG (1992, 159-161).

Neben diesem Indikationsschritt kann es aus *pragmatischen* Gründen notwendig sein, die Zahl der zu berücksichtigen Arten zu einem späteren Zeitpunkt im Planungsablauf (z.B. für die Wirkungsprognose, für eventuelle vertiefende Untersuchungen, für Bewertung, Zielformulierung oder Erfolgskontrolle) durch einen *weiteren* Indikationsschritt nochmals zu reduzieren. Dies ist in Abbildung 4 am Beispiel von Rahmenplanungen mit dem 4. Schritt dargestellt (Ableitung einer "Repräsentative[n] Zielartenliste ...").

Bei diesen beiden Indikationsritten wird unterschiedliches indiziert. Während beim ersten Indikationsschritt der Zustand von Eigenschaften der "Arten" zum Zeitpunkt der Erfassung indiziert werden soll ("Wenn die Art A vorkommt, sind auch die Arten B, C und D zu erwarten"), sollen im zweiten Indikationsschritt Veränderungen von Eigenschaften der "Arten" als Reaktion auf Umweltveränderungen ("Wenn durch die Umweltveränderung x die Art A aus dem Gebiet verschwindet, werden auch die Arten B, C und D verschwinden") bzw. eine Projektion dieser Eigenschaften in die Zukunft unter bestimmten Bedingungen ("Wenn die Art A im Bezugsraum durch die Maßnahmen x und y erhalten wird, werden auch die Arten B, C und D überleben").

Die folgende Auseinandersetzung mit der Indikation von Arten durch Arten versteht sich unabhängig davon, ob sie der gleichen oder verschiedenen taxonomischen Gruppen angehören. Soweit also der Anspruch erhoben wird, daß Arten eine Funktion als Indikator für andere Arten ausüben sollen, ist zu fragen, wie sichergestellt werden kann, daß dieser Anspruch erfüllt wird. Repräsentativität von Arten(-kollektiven) läßt sich über mindestens vier methodische Ansätze erreichen, die im folgenden besprochen werden.

Die Auswahl repräsentativer Artenkollektive als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren ist abhängig von den Naturschutzzielen, die operationalisiert werden sollen bzw. für den Zweck der Bewertung relevant sind. Der Zweck der Bewertung wird über die *planerische Fragestellung* bestimmt. Die planerische

Fragestellung ist wiederum abhängig vom Planungsschritt²⁰⁾ und dem Planungstyp²¹⁾

Je nach Naturschutzziel, Maßstab der Betrachtung und *praktischen* Rahmenbedingungen (z.B. Qualität und Menge vorhandener Daten, finanzielle und zeitliche Rahmenbedingungen) müssen andere Eigenschaften der "Arten" ausgewählt werden. Der räumliche Maßstab der Betrachtung hängt beispielsweise von der Planungsebene und der Größe des betrachteten Raumes, aber auch vom Planungsschritt und vom Planungstyp ab.

Die Möglichkeit der Auswahl repräsentativer Artenkollektive und die Wahl des geeigneten methodischen Ansatzes ist weiterhin von dem Arbeitsschritt abhängig, bei dem die Indikation eingesetzt werden soll: Soll bereits bei der Erfassung eine Beschränkung auf ausgewählte Arten(-gruppen) erfolgen (siehe oben) oder geht es um repräsentative Artenkollektive bei Bewertung, Wirkungsprognose, Zielformulierung und Erfolgskontrolle?

Daneben wird die Auswahl repräsentativer Artenkollektive von den Typen ökologischer Raumeinheiten beeinflusst, die im Planungsgebiet vorhanden sind (s. dazu die oben zitierte Literatur zur Auswahl von Artengruppen bei der Erfassung), sowie von der Art der Umweltveränderungen (z.B. Grundwasserabsenkung), die bei der Planung zu berücksichtigen sind (vgl. RECK 1992, 132; RIECKEN 1992, 94-150).

Bei der Besprechung der methodischen Ansätze zur Auswahl repräsentativer Artenkollektive wird jeweils auf einzelne der genannten Aspekte eingegangen, die bei der Auswahl repräsentativer Artenkollektive von Bedeutung sind. Stichpunktartig nochmals zusammengefaßt sind dies:

Inwieweit ist die *Validität* der ausgewählten Indikatoren sichergestellt?

Welches ist der zeitliche und räumliche *Gültigkeitsbereich*?

Welche *Eigenschaften* der "Arten" sollen indiziert werden?

Auf welche *Naturschutzziele* bezieht sich die Indikationsfunktion?

Welches sind die möglichen *planerischen Anwendungsbereiche*: Planungsebene, Planungstyp, Planungsschritt und Arbeitsschritt und verbunden damit planerische Fragestellung und Maßstab der Betrachtung.

Der Schwerpunkt liegt bei der Betrachtung des Gültigkeitsbereiches und den Naturschutzzielen, auf die sich die Indikationsfunktion bezieht.

3.3.1 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über die Kriterien von HOVESTADT, ROESER & MÜHLENBERG

HOVESTADT ET AL. (1993, 185ff.) nennen 6 generelle Kriterien zur Ableitung von Zielarten und 7 weitere zur regionalen Anpassung der Zielartenlisten; diese werden hier gemeinsam besprochen. Anzumerken ist zunächst, daß die Liste Kriterien un-

terschiedlicher Kategorien enthält (vgl. Pkt. 3.2). Der Schwerpunkt soll nun auf die Kriterien gelegt werden, die sicherstellen sollen, daß der "Schutz einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft" gewährleistet wird (HOVESTADT ET AL. 1993, 184). Nach dieser Formulierung zu urteilen, bezieht sich der Indikationsansatz auf das Ziel "[Schutz der] Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG). Indiziert werden müßten mindestens die für den betrachteten Raum charakteristischen Arten, z.B. in Form von Präsenz-Absenz-Werten für die Arten.

Arten mit einer Funktion als Schlüsselarten für das Überleben anderer Arten

Zurückgehend auf PAINE (1969, 92) wurde das Schlüsselartenkonzept in jüngerer Zeit in einigen zusammenfassenden Arbeiten aufgegriffen und teils kritisch diskutiert (BOND 1993; MILLS ET AL. 1993). Eine Grundannahme ist, daß einige (wenige) Arten einen größeren Effekt auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft haben als andere (MILLS ET AL. 1993, 221). Gemeint ist also die Schlüsselfunktion für die Erhaltung mehrerer anderer Arten. Eine Frage ist jedoch, wieviel größer der Effekt ist, den Schlüsselarten gegenüber den anderen Arten haben (Validität) (MILLS ET AL. 1993: 221f.). Nur wenn dieser Effekt groß ist, macht die Anwendung des Schlüsselartenansatzes für die Indikation in der Planungspraxis Sinn (Stichwort: Effizienzprinzip der Indikation).

Eine weitere Frage ist, ob sich solche Arten, die eine relativ große Schlüsselfunktion haben, in allen Lebensgemeinschaften auffinden lassen, und ob es zwischen verschiedenen Typen von Lebensgemeinschaften Unterschiede im Auftreten von Schlüsselarten gibt (z.B. Lebensgemeinschaften früher Sukzessionsstadien im Vergleich zu Lebensgemeinschaften fortgeschrittener Sukzessionsstadien) (*objektbezogener Gültigkeitsbereich*).

Es wäre außerdem zu beantworten, ob der *zeitliche und räumliche Gültigkeitsbereich* der Bedeutung einer Art als Schlüsselart unbegrenzt ist bzw. wie man diesen eingrenzen könnte (MILLS ET AL. 1993, 222; MILTON & DEAN 1995, 150, 153). Schließlich wäre auch zu prüfen, ob sich nicht vielleicht die wichtigeren Schlüsselarten in den Artengruppen finden, die in Planungsverfahren in der Regel gar nicht berücksichtigt werden (z.B. Ameisen).

Nach gegenwärtigem Stand des Wissens ist nicht abschätzbar, ob häufig Schlüsselarten für Lebensgemeinschaften vorhanden sind (MILLS ET AL. 1993, 222f.; MILTON & DEAN 1995, 153). Das Schlüsselartenkonzept kann daher nur *ein* Baustein für die Auswahl repräsentativer Artenkollektive sein. Dies wird von den Autoren, die das Kriterium "Schlüsselarten" als Kriterium für die *repräsentative* Auswahl von Zielarten heranziehen, auch so gesehen, da sie weitere Kriterien für den Mitnahmeeffekt von Zielarten verwenden (z.B. RECK ET AL. 1994, 82; HOVESTADT ET AL. 1993, 186f.).

Arten mit großen Raumannsprüchen, kombiniert mit der Auswahl von Arten mit spezielleren Mikrohabitatansprüchen oder Ansprüchen an spezifische Habitatmerkmale

Einen "Mitnahmeeffekt" durch eine "Schirmart" konnte beispielsweise ROTHaupt (1992, 157-159) anhand des Raubwürgers nachweisen. Dieser Mitnahmeeffekt war allerdings unspezifisch (ROTHaupt 1992, 164), d.h. es war nicht vorhersagbar, welche Arten mit dem Raubwürger in einem bestimmten Gebiet vorkamen. Das Indikandum ist also nicht genau bestimmbar, was aber durch Bezug zu ökologischen Raumeinheiten verbessert werden könnte. Auch BLOCK ET AL. (1993, 570-574) konnten einen Mitnahmeeffekt der Schutzmaßnahmen für die Großtrappe in Brandenburg nachweisen. Aufgrund fehlender Vergleiche zwischen verschiedenen Gebieten sind in diesem Fall Aussagen zur Spezifität des Mitnahmeeffektes nicht möglich.

Das Kriterium "Ansprüche an *spezifische* Habitatmerkmale" ist nach Ansicht des Verfassers zu wenig konkretisiert. Jede Art hat ihre spezifischen Ansprüche an die Umwelt (benötigte Ressourcen, ökologische Amplitude gegenüber Umweltfaktoren; Konkurrenzausschlußprinzip!). Sinnvoll erschiene hier die Einführung des Begriffes der "Schlüsselparameter" für die gegenwärtige oder eine gewünschte Artenzusammensetzung oder auch nur für die Arten mit hoher Schutzpriorität. Diese Schlüsselparameter müßten durch die Arten mit speziellen Mikrohabitatansprüchen bzw. mit Ansprüchen an spezifische Habitatmerkmale indiziert wird. Für den Begriff des Schlüsselparameters gilt jedoch analoges wie für die Schlüsselarten (siehe oben).

Arten, deren Hauptgefährdungsursache in der Veränderung des Lebensraumes liegt

Dieses Kriterium ist als Ausschlußkriterium für Arten zu verstehen, die durch eine direkte Bejagung gefährdet sind, so daß bei Beendigung der Jagd keine Stellvertreterfunktion für den Schutz anderer Arten zu erwarten ist²²). Gleiches gilt für die gezielte Förderung einzelner Arten durch Vermehrung und Ausbringen. Es kann daher nur als Zusatzkriterium betrachtet werden.

Fazit

Validität und Gültigkeit der Indikatorarten ist bei den genannten Kriterien in dieser allgemein gehaltenen Form nicht zu ermitteln. In differenzierterer Form erscheint beispielsweise das an zweiter Stelle besprochene Kriterium beim Ansatz "Auswahl repräsentativer Artenkollektive über die ökologische Potenz und Strategie der Arten". Über die Auswahl der gefährdetsten Arten, ein Aspekt, welcher hier nicht primär zu den Kriterien gerechnet wurde, die der Repräsentativität dienen, tritt zudem möglicherweise ein Effekt ein, wie er im vierten beschriebenen Ansatz (unter Pkt. 3.3.4.) noch näher dargestellt wird.

Das Problem der dargestellten Auswahlkriterien ist demnach nicht, daß sich damit grundsätzlich keine repräsentative Auswahl von Artenkollektiven erzielen ließe, sondern daß die Angaben für die Anwendung der Kriterien bislang zu wenig differenziert sind, um Validität und Gültigkeitsbereich dieses methodischen Ansatzes abschätzen zu können. Dies gilt grundsätzlich auch für die im folgenden dargestellten Ansätze.

Die Indikation einer "ganzen Lebensgemeinschaft" ist bei Auswahl von repräsentativen Artenkollektiven über die besprochenen Kriterien als unwahrscheinlich anzusehen. VOGEL ET AL. (1996, 180), die sich auf die Kriterien von HOVESTADT ET AL. (1993) stützen, gehen beispielsweise "nicht davon aus, daß die Zielarten ihren Lebensraum in dem Sinne "repräsentieren", daß sie das Vorhandensein einer bestimmten Zönose anzeigen", sondern daß "Schutzmaßnahmen für ein und dieselbe Zielart (...) in verschiedenen Teillebensräumen verschiedene Arten begünstigen" können. Damit verbleibt aber ein Problem: Es ist im Einzelfall nicht prognostizierbar, welche Arten von den Maßnahmen, die man für die Zielart ergreift, profitieren werden. Das heißt, das Indikandum ist nicht genau bestimmbar.

3.3.2 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über die Affinität im Auftreten von Arten bzw. über Charakter- und Differentialarten oder Leitarten

Aufgrund der Erhebungen der Artenzusammensetzung von Lebensgemeinschaften, lassen sich, geeignete Probeflächenauswahl vorausgesetzt, Korrelationen zwischen dem Auftreten einzelner Arten ermitteln. Wenn man die eine Art an einem bestimmten Ort nachweist, kann man daher mit einer bestimmten Sicherheit darauf schließen, daß auch die andere Art dort auftritt.

Die Beobachtung, daß Arten in bestimmten Räumen in immer wieder ähnlichen Kombinationen auftreten, hat zunächst in der Vegetationskunde (z.B. BRAUN-BLANQUET 1928; TÜXEN 1937; OBERDORFER 1957) und später auch in der Zoologie (z.B. RABELER 1947, 1952; HÄSSLEIN 1966; INGRISCH 1976, 1982; PASSARGE 1982, 1991; WALLASCHEK 1995) zur Abgrenzung von Gesellschaften geführt. Die "charakteristische Artenkombination" der Pflanzen- oder Tiergesellschaft kann zur Konkretisierung und Operationalisierung des Schutzgutes "natürliche und historisch gewachsene Artenvielfalt von Lebensgemeinschaften" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG) herangezogen werden. Der Erfüllungsgrad dieser charakteristischen Artenkombination in einem konkreten Pflanzenbestand kann als Bewertungskriterium für die naturschutzfachliche Flächenbewertung bezüglich des genannten Zieles verwendet werden. Zur Vereinfachung können Assoziations-Kennarten, ggf. kombiniert mit den Differentialarten der pflanzensoziologischen Einheiten, als Ziel- bzw. Bewer-

tungsindikatoren für die charakteristische Artenkombination dieser Gesellschaften dienen.

Gesellschaften sind aber vorwiegend das Ergebnis der an einem Ort herrschenden Kombinationen von Umwelteigenschaften²³⁾ einschließlich der Interaktionen zwischen den Arten (Konkurrenz, Prädation) sowie der Geschichte der Besiedlung durch die Arten (GLEASON 1926). Sie haben also einen *begrenzten räumlichen und zeitlichen Gültigkeitsbereich* (vgl. z.B. ELLENBERG 1982, 30).

Der begrenzte zeitliche Gültigkeitsbereich findet seinen Niederschlag in der neueren pflanzensoziologischen Literatur durch die Benennung von Fragmentgesellschaften (BRUN-HOOL 1966; neuere Zusammenstellung bei DIERSCHKE 1994, 325f.), die vor allem von anthropogen geprägten Lebensräumen beschrieben sind (Grünland, Acker, Verkehrswege).

Der begrenzte Gültigkeitsbereich ist ein Kernproblem dieses Ansatzes für die praktische Anwendung: Die in einem bestimmten Raum ermittelten Gesellschaften sind nur mit Abwandlungen auf andere Räume übertragbar (vgl. z.B. die Bildung von geographischen Rassen oder Höhenformen von pflanzensoziologischen Einheiten: OBERDORFER 1992, 19) oder haben eben einen begrenzten zeitlichen Gültigkeitsbereich. Die Gesellschaften müßten also jeweils räumlich angepaßt werden und von Zeit zu Zeit "fortgeschrieben" werden. Grundsätzlich wäre daher zu prüfen, ob der für die räumliche Anpassung und die Fortschreibung erforderliche Aufwand die Arbeitserleichterung, die durch die ausschließliche *Erfassung* der Charakterarten von Gesellschaften ermöglicht wird, auch tatsächlich unterschreitet, was Voraussetzung für eine Indikation wäre (Prinzip der Effizienz von Indikatoren!). Anwendbar wäre ein solches System für die Repräsentierung der *charakteristischen Artenkombination* von *lokalen Lebensgemeinschaften*.

Bezieht man sich allerdings auf § 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG ("Die Lebensgemeinschaften sind in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen"), ist der begrenzte zeitliche Gültigkeitsbereich unproblematisch. Das Gesetz fordert ja gerade die Erhaltung eines bestimmten Zustandes. Dies ist jedoch ein konservierender Naturschutz, der insbesondere in Kulturlandschaften als problematisch anzusehen ist. Veränderungen würden damit erschwert oder unmöglich gemacht (alternativer Ansatz vgl. WALTER ET AL. 1998, 17, 19 u. 20).

Zu dem Problem des begrenzten zeitlichen und räumlichen Gültigkeitsbereichs kommt das *praktische* Problem, daß Gesellschaften bislang nur für wenige Taxa beschrieben sind. Lediglich für die Gefäßpflanzen gibt es eine "vollständige" Beschreibung der Gesellschaften (POTT 1995).

Ähnlich einsetzbar wie Charakter- und Differentialarten von Pflanzen- oder Tiergesellschaften wären die Leitarten. Der Unterschied besteht darin, daß bei den Gesellschaften soziologisch definierte Einheiten als Bezugseinheiten dienen, während es im

Fälle der Leitarten Raumeinheiten sind, die nach ökologischen Kriterien abgegrenzt werden.²⁴⁾ Hochstete Leitarten können das Vorkommen von lebensraumholden Arten und treuen Begleitern der jeweiligen ökologischen Raumeinheit indizieren. Es ist davon auszugehen, daß *zeitlicher und räumlicher Gültigkeitsbereich* dieser Indikatorfunktion (in Abhängigkeit von der Differenziertheit der ökologischen Raumeinheiten) wie bei den Charakter- und Differentialarten *beschränkt* ist (zum begrenzten räumlichen Gültigkeitsbereich vgl. FLADE 1994, 49). Der zeitliche Gültigkeitsbereich dürfte vor allem in vom Menschen geprägten Kulturlandschaften begrenzt sein. Die Indikatorfunktion beschränkt sich ebenfalls auf die Repräsentierung der *charakteristischen Artenkombination von lokalen Lebensgemeinschaften*.

3.3.3 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über das ökologische Potential bzw. die ökologische Strategie der Arten

Dieser Ansatz läßt sich mit den beispielsweise von RECK (1990, 100, 106), BLAB ET AL. (1989: 10f.), und ALTMOOS (1997, 77-79) benutzten Begriffen der "Anspruchs-" und "Reaktionstypen", den beispielsweise von RIECKEN (1992, 48) verwendeten Begriffen "ökologische Gruppen" und "ökologische Gilden"²⁵⁾ und dem von MÜHLENBERG ET AL. (1996, 154) genannten Begriff der "life history strategies" in Zusammenhang bringen.

Der Ansatz baut einerseits auf dem Nischenbegriff von HUTCHINSON (1957) auf. Dabei wird die Überlebenswahrscheinlichkeit in einem n-dimensionalen²⁶⁾ Achsensystem gegen die Ausprägung der Umweltfaktoren aufgetragen. Man erhält so "Isoräume", die alle die Punkte enthalten, die Kombinationen von Umweltfaktoren entsprechen, unter denen die Art eine Überlebenswahrscheinlichkeit hat, die so groß wie oder größer als die festgelegte Überlebenswahrscheinlichkeit ist. Führt man dies für verschiedene Überlebenswahrscheinlichkeiten durch, erhält man ein n-dimensionales ökologisches Potenzialprofil.²⁷⁾ Wenn sich Arten in weiten Teilen dieses Potenzialprofils überschneiden, könnte man erwarten, daß sie einander indizieren können.

Soweit in der Vergangenheit Potenzialprofile für einzelne Umweltfaktoren ermittelt wurden, wurden die Umweltfaktoren über die Versuchsdauer konstant gehalten. Für das Überleben der Arten ist aber nicht nur entscheidend, wie groß die Menge an Ressourcen oder wie die Ausprägung von Umweltfaktoren ist, sondern auch, wie diese räumlich verteilt sind und wie sie mit der Zeit variieren (räumliche und zeitliche Variabilität der Umweltfaktoren). Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen ist eine Resultante aus den Ursache-Wirkungskomplexen zwischen den Umwelteigenschaften und den biologischen Eigenschaften²⁸⁾ der Arten. Es müßten sich daher für bestimmte Parameter der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Umweltfaktoren bestimmte biologische Eigenschaften

identifizieren lassen, die die Fähigkeit einer Art determinieren, mit diesen Umwelteigenschaften umzugehen, also unter den durch diese Parameter charakterisierten Umweltbedingungen zu überleben. Die Summe der biologischen Eigenschaften, die eine Art befähigt, in einer bestimmten Umwelt zu überleben, sei als "ökologische Strategie" bezeichnet. Ein bekanntes Beispiel ist hohe Mobilität und hohe Zahl von Nachkommen (also Eigenschaften der klassischen r-Strategen) als Möglichkeit, in einer Umwelt zu überleben, die zu häufigen Extinktionen von Lokalpopulationen führt (z.B. frühe Sukzessionsstadien in Wäldern oder Flußauen).

Kombiniert man die über die Potenzialprofile und die biologischen Eigenschaften abgeschätzten Überlebensfähigkeiten unter gegebenen Umweltbedingungen (Ausprägungen der Umweltfaktoren sowie deren zeitliche und räumliche Variabilität) erhält man ein im Prinzip multidimensionales Beziehungsdiagramm zwischen den Umweltbedingungen und der Überlebensfähigkeit der Arten, das sich für die graphische Darstellung auf 3 komplexe Achsen reduzieren läßt (Abb. 6). Arten, die im gleichen Teilraum des Koordinatensystems eine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit aufweisen und bei Übertritt in einen anderen Teilraum in diesem Achsensystem, der einer anderen Umweltsituation entspricht, ähnliche Überlebenswahrscheinlichkeiten behalten, könnten einander repräsentieren.

RECK ET AL. (1994, 91) gehen nicht davon aus, daß über die Ansprüche der *einzelnen* Zielarten genau die Ansprüche anderer Arten repräsentiert werden können, sondern davon, daß "die zwischen den Ansprüchen der Zielarten aufgespannten Übergänge .. zwangsläufig zur Bildung von ausreichend vielen Habitaten und Ökotonen [führen], die dann als Lebensraum zur Verfügung stehen." Diese Forderung nach Indikator"systemen" wird auch von ALTMOOS (1997, 68f.) unterstützt.

Um den für Naturschutz- und Landschaftsplanung notwendigen Flächen- bzw. Raumbezug herzustellen, können die Umweltbedingungen in Form von ökologischen Raumeinheiten dargestellt werden. Klassifikationskriterien für die ökologischen Raumeinheiten sind dann notwendigerweise die in Abbildung 6 schematisch dargestellten, durch die Achsen symbolisierten Umwelteigenschaften.

Es gibt eine große Zahl von grundsätzlichen Problemen bezüglich der Zuordnung von Überlebenswahrscheinlichkeiten von Arten mit bestimmten Kombinationen von biologischen Eigenschaften zu einer bestimmten Umwelt an, die an dieser Stelle nicht ausgeführt werden sollen. Hinzu kommen Wissenslücken zur Ausbildung von biologischen Eigenschaften bzw. zum ökologischen Potential bei vielen Arten selbst gut untersuchter Artengruppen und mangelnde Kenntnisse zu ganzen Artengruppen, was einer der Gründe dafür ist, daß in der Regel nur wenige Artengruppen im Rahmen von Planungen untersucht werden. Es müßte also beispielsweise auch sichergestellt sein, daß die Artengruppen, deren Ökologie weniger gut bekannt ist oder die

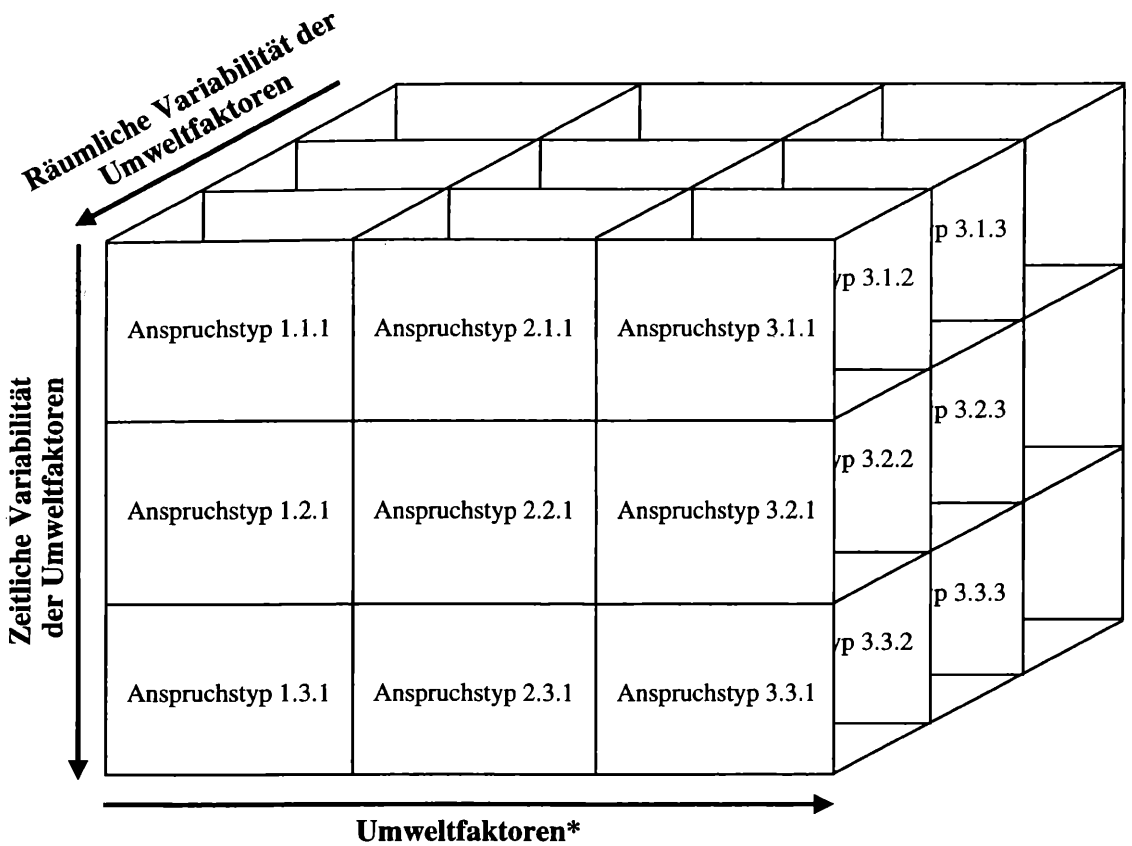


Abbildung 6

Schematische Darstellung der Beziehungen zwischen den Umwelteigenschaften und den Ansprüchen von Arten (* = angeordnet entsprechend zunehmender Produktivität).

schwerer erfassbar sind, über die "Standard"-Artengruppen (vgl. RECK 1990, 114) repräsentiert sind. Für die Artengruppen, deren ökologische Ansprüche weniger gut bekannt ist, ist der skizzierte Ansatz auf abschbare Zeit sicher nicht gangbar.

Aufgrund der Komplexität im Verhältnis zwischen den Umwelteigenschaften und den biologischen Eigenschaften der Arten und der daraus resultierenden Überlebenswahrscheinlichkeit der Arten erscheint der Ansatz in der hier skizzierten Form für den Einsatz bei *Rahmenplanungen* vorerst *nicht* geeignet, wohl aber in Kombination mit Gefährdungsfaktoren (s. auch Pkt. 3.3.4.). Denkbar ist aber der Einsatz für *spezielle Fragestellungen* wie beispielsweise die Frage nach den geeignetsten Pflegemaßnahmen oder die Prognose der Wirkung von Eingriffen, soweit nur wenige Wirkgrößen relevant sind, sowie für die Erfolgskontrolle bzw. Beweissicherung der entsprechenden Maßnahmen bzw. Wirkungen.

Für die Ermittlung des Gültigkeitsbereiches sind konkretisiertere Formen dieses methodischen Ansatzes notwendig, da der Gültigkeitsbereich durch die räumliche und zeitliche Variabilität der biologischen Eigenschaften (Variation der phänotypischen Ausprägung bzw. Ausmaß genotypischer Variationen der Eigenschaften) beeinflusst wird, die je nach biologischer Eigenschaft sehr unterschiedlich sein

kann. Welche biologischen Eigenschaften der Arten berücksichtigt werden müssen, hängt aber von der konkreten Planungsaufgabe (z.B. welche Veränderungen von Umwelteigenschaften zu erwarten sind), den betroffenen ökologischen Raumeinheiten und damit auch den betroffenen Arten(gruppen) ab. *Räumlicher und zeitlicher Gültigkeitsbereich* müssen daher differenziert nach den genannten Aspekten bestimmt werden.

Denkbar ist, daß bei speziellen Fragestellungen ganze *Lebensgemeinschaften*²⁹⁾ *kleiner Gebietsausschnitte* indiziert werden können³⁰⁾ und damit natürlich auch *Artenkollektive gleicher Schutzpriorität*, soweit Schutzprioritäten für den entsprechenden Raum bereits formuliert wurden.

3.3.4 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über die Gefährdungsfaktoren

Populationsökologisch betrachtet, lassen sich Gefährdungsfaktoren als Schlüsselfaktoren für die (negative) Populationsentwicklung deuten. Arten, die aus ähnlichen Gründen gefährdet sind, d.h. ähnliche Schlüsselfaktoren für die negative Populationsentwicklung haben, müßten sich durch ähnliche Maßnahmen wieder fördern lassen (vgl. RIECKEN 1992, 55). Voraussetzung für die nachvollziehbare Verwendung dieses Ansatzes ist eine hinreichende

Kenntnis der Gefährdungsfaktoren der einzelnen Arten. Dabei tritt das Problem auf, daß Gefährdungs- bzw. Schlüsselfaktoren regional und lokal variieren können.

Dennoch sollten sich mit diesem Ansatz, kombiniert mit einfachen Formen des dritten Ansatzes und bezogen auf ökologische Raumeinheiten, die *gefährdeten Arten* auf der Ebene der *Rahmenplanungen* indizieren lassen. WALTER ET AL. (1998, 14f.) haben mit ihren "Zielorientierten Indikatorarten" beispielsweise diesen Ansatz verwendet, (vgl. auch Abb. 4: letzter Schritt). Es ist davon auszugehen, daß auch weitere, nicht gefährdete Arten über die Förderung der derart ausgewählten Arten begünstigt werden.

Auch eine aufgrund der Gefährdungsfaktoren ermittelte Indikatorenliste hat nur einen *begrenzten zeitlichen Gültigkeitsbereich*, da sich durch Veränderungen der Umweltbedingungen neue Schlüssel- bzw. Gefährdungsfaktoren ergeben können, daneben aber auch einen eingeschränkten *räumlichen Gültigkeitsbereich*, da die Gefährdungsfaktoren in verschiedenen Räumen unterschiedlich sein können. Dies bedingt auch, daß man über diesen Ansatz nicht verhindern wird, daß weitere Arten in Zukunft als gefährdet eingestuft werden müssen, da durch die veränderten Umweltbedingungen die Gefährdung von Arten eintreten kann, die bislang ungefährdet waren. Um im Sinne eines Vorsorgeprinzips zu erreichen, daß in der Zukunft keine neuen Arten als gefährdet eingestuft werden müssen, bedarf es ergänzender methodischer Ansätze (vgl. Ansatz über Mindeststandards bei WALTER ET AL. 1998, 17ff.).

3.3.5 Die Bedeutung ökologischer Raumeinheiten für die Auswahl repräsentativer Artenkollektive

Die Abgrenzung ökologischer Raumeinheiten (vgl. Anmerkung 10; z.B. "Biotope", "Landschaftsausschnitte", "Landschaften") ist eine notwendige Voraussetzung für die Anwendung der beschriebenen methodischen Ansätze zwei (im Falle der Leitarten), drei und vier. Die Abgrenzung ökologischer Raumeinheiten ist grundsätzlich von der Fragestellung abhängig. Beispiele für die Typisierung von ökologischen Raumeinheiten finden sich bei RIECKEN ET AL. (1993), FLADE (1994) und ALTMOOS (1997, 69ff.).

3.4 Erste Hinweise für einen methodischen Rahmen zur Auswahl repräsentativer Artenkollektive als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

Wie unter 2.4.3 dargestellt, bieten sich verschiedene methodische Ansätze an, um repräsentative Artenkollektive auszuwählen. Deren Anwendungsbereiche sind aber jeweils beschränkt, sei es bezüglich der planerischen Fragestellung, für die sie anwendbar sind, bezüglich des zeitlichen und räumlichen

Gültigkeitsbereiches oder der Eigenschaften, die sie indizieren und damit der Ziele, auf die sie sich beziehen. Für die Formulierung eines umfassenderen methodischen Rahmens zur Selektion des für eine bestimmte Planungsaufgabe geeignetsten Ansatzes zur Auswahl repräsentativer Artenkollektive müssen die Größen identifiziert werden, von der die Eignung der verschiedenen Ansätze abhängt. Dafür sollte der Einfluß folgender Aspekte geprüft werden:

Planungsebene (z.B. Bund, Land, Region, Gemeinde);

Planungstyp (z.B. Rahmenplanung, Eingriffsplanung, Pflege- und Entwicklungsplanung);

Planungsschritte oder -stufen (z.B. Eingriffsplanung: Vorstudie, Variantenvergleich, Optimierung der ausgewählten Variante);

Arbeitsschritte (z.B. Erfassung, Wirkungsprognose, Zielformulierung, Erfolgskontrolle);

"Handlungszieltypen" (Schutz - im Sinne von Erhaltung des Status Quo, Kompensation, Optimierung, Neuentwicklung) (vgl. auch RECK 1992, 131);

Typen von ökologischen Raumeinheiten;

Qualität und Menge der vorhandenen *Daten*.

Dank

Für anregende Diskussionen im Vorfeld der Erstellung dieses Beitrages oder für die kritische Durchsicht verschiedener Entwurfsfassungen danke ich Markus Bräu, Robert Brinkmann, Michael Gaede, Sabine Gilcher, Heinrich Reck und vor allem dem Arbeitskreis Ökologie am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan (Mirjam Gindele, Johannes Gnädinger, Tina Heger, Kurt Jax, Stephanie Schadt, Klaus Schmalz, Astrid Schwarz, Ludwig Trepl und Angela Weil).

Anmerkungen

1) Der Begriff "Objekt" wird hier verstanden als Gegenstand einer Betrachtung, der naturwissenschaftlich beschreibbar ist.

2) Das setzt allerdings voraus, daß sie die generellen Anforderungen an Indikatoren erfüllen (s.u.).

3) Gemeint ist die Änderung der Ausprägung einer Eigenschaft eines Objektes mit der Zeit.

4) Daß mit der bzw. den symbiontischen Ameisenarten ein weiterer Schlüsselparameter existiert, sei hier aus Gründen der Übersichtlichkeit vernachlässigt.

5) Die erforderliche Genauigkeit hängt von der Fragestellung ab.

6) Es müssen Prognosen der Art möglich sein wie: Wenn sich durch die ergriffenen Maßnahmen im Zeitraum von x Jahren die Ausprägung des Indikators von a nach b

ändert, wird sich die Ausprägung des Indikandums von c nach d ändern.

7) Der Begriff "Tiergesellschaft" ist hier analog zum Begriff der Pflanzengesellschaft gemeint, d.h. als Ergebnis einer Klassifikation, die versucht, in der Natur vorgefundene Wiederholungen von Artenkombinationen in einem System zu fassen. Es sind nicht die innerartlichen Tiergemeinschaften gemeint.

8) Implizite normative Elemente, die in naturwissenschaftlichen Theorien, Begriffen und der Entscheidung über Arbeitsschwerpunkte enthalten sind (JESSEL 1998, 89-94), bleiben dabei unberücksichtigt. Beispiele für solche impliziten normativen Elemente, die für die Indikation relevant sind, sind: die Auswahl der Fragestellung, unter der ein Objekt betrachtet wird (und damit der Merkmale, die für die Betrachtung berücksichtigt werden) und die Festlegung eines "Grenzwertes" für die Qualität der Indikator-Indikandum-Beziehung, die als noch tolerabel angesehen wird. Im Falle der Klassifikationsindikatoren kommt beispielsweise die Entscheidung über die Lage der Klassengrenzen hinzu.

9) Räumlich-konkreter Ökosystembegriff i.S. von TREPL (1988, 181f.).

10) Ökologische Raumeinheiten sind Raumausschnitte, die aufgrund einer ökologischen Fragestellung abgegrenzt werden. Ein Beispiel sind "Biotope", aufbauend auf einem räumlich-konkreten Verständnis von Biozönose (KNICKREHM & ROMMEL 1993, 5). Auch der von FLADE in seiner Definition verwendete Begriff der Landschaft bzw. des Landschaftstyps ist hier einzuordnen.

11) Z.B. Ziele des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG), des Bau- und Raumordnungsgesetzes (BauROG) oder der verschiedenen Raumordnungsprogramme und Rahmenplanungen bzw. der entsprechenden naturschutzfachlichen Teilbeiträge sowie weiterer Fachgesetze.

12) Ausgeschlossen sind klassische Artenschutzmaßnahmen, die nur einzelnen Arten gezielt helfen (z.B. Zucht von Arten in Gefangenschaft und Aussetzen der gezüchteten Tiere).

13) Z.B. Bodenfeuchtigkeit, Nährstoffangebot.

14) *Fachlich wie praktisch* problematisch für die Operationalisierung bleibt, daß die Zahl der Parameter, die für die Modellierung solcher komplexer Indikanda notwendig ist, sehr hoch sein kann.

15) Zum Begriff "Zielhierarchie" vgl. BECHMANN 1981, 147f.

16) Die Ermittlung der Schutzwürdigkeit ist Aufgabe umweltethischer Betrachtungen (vgl. hierzu beispielsweise HAMPICKE 1993).

17) Mit Lebensgemeinschaft ist hier Summe der Pflanzen und Tiere *in einem bestimmten Raum* gemeint, also eine räumlich-konkrete und keine funktionale Definition des Begriffes.

18) HOVESTADT ET AL. (1993, 184): "Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet

den Schutz *einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft.*" (Hervorh.: W. Z.-E.)

19) RECK ET AL. (1994, 71): "Über den Schutz von Zielartenkollektiven soll sichergestellt werden, daß *alle heimischen Tiere* und Pflanzen langfristig gesichert sind." (Hervorh.: W. Z.-E.)

20) Beispiel Eingriffsplanung: Vorstudie, Variantenvergleich, Optimierung der ausgewählten Variante.

21) Beispiele: Rahmenplanung, Eingriffsplanung, Pflege- und Entwicklungsplanung.

22) Ausnahme: Verwechslungsgefahr zwischen jagdbaren und geschützten Arten (Beispiel: Stockente - Schnatterente).

23) Inklusive der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Umwelteigenschaften.

24) Wobei auch die soziologischen Einheiten Ausdruck der an einem bestimmten *Ort* herrschenden Umweltverhältnisse sind (vgl. WILLMANN 1989, z.B. 10, 29).

25) Gemeint ist hier nicht die funktionale Bedeutung des Begriffes "Gilde".

26) n = Zahl der Umwelteigenschaften, die für das Überleben der Art relevant sind (= Umweltfaktoren).

27) Die Unterscheidung zwischen physiologischem und ökologischem Potential sei hier vernachlässigt.

28) Physiologische, anatomische, morphologische Eigenschaften und Verhaltenseigenschaften von Organismen und deren Verwirklichung in Raum und Zeit.

29) Oder besser: Taxozönosen, weil Artengruppen, deren biologische Eigenschaften noch nicht bekannt sind, zumindest nicht vollständig berücksichtigt werden können.

30) Unter anderem, weil die Neueinführung von Pflegemaßnahmen oder andere Umweltveränderungen viele Arten oder auch ganze Taxa höherer Ordnung gar nicht betreffen.

Literatur

AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (ARL, 1995)
Handwörterbuch der Raumordnung.- Hannover.

ALBERT, G. (1982):
Der ökologische Aspekt in der raumwirksamen Planung: Theorie und Praxis des am ökologischen Kontext ausgerichteten Handelns.- Diss., Univ. Hannover, Fachbereich Landespflege, Hannover: 210 S.

ALTMOOS, M. (1997):
Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz: Modellregion Biosphärenreservat Rhön.- Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON), Echzell: 235 S.

ARNDT, U.; A. FOMIN & S. LORENZ (1996):
Bioindikation: Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synökologische Aspekte - Beiträge und Diskussion.- 1. Ho-

- henheimer Workshop zur Bioindikation am Kraftwerk Altbach-Deizisau, 1995. Verlag Günter Heimbach, Ostfildern: 308 S.
- ARNDT, U.; W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1987):
Bioindikatoren.- 1. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- BÄCHTOLD, H.-G.; M. GFELLER ; U. KIAS; J. SAUTER; R. SCHILTER & W.A. SCHMID (1995):
Grundzüge der ökologischen Planung.- vdf-Hochschulverlag, Zürich: 298 S.
- BECHMANN, A. (1981):
Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik: eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung.- Paul Haupt (Uni-Taschenbücher; 1088), Bern/Stuttgart: 209 S.
- BICK, H. (1982):
Indikatoren und Umweltschutz.- Dechen. Beih. 26, Bonn: 2-5.
- BLOCK, B.; P. BLOCK; W. JASCHKE; B. LITZBARSKI; H. LITZBARSKI & S. PETRICK (1993):
Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes "Großtrappe".- Natur und Landschaft 68 (11): 565-576.
- BOND, W.J. (1993):
Keystone Species.- In: SCHULZE, E.-D. & H.A. MOONEY (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function.- Springer, Berlin: 237-253.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928):
Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde.- Biol. Studienbücher 7, Berlin.
- BRINKMANN, R. (1997):
Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung.- NNA-Ber. 3/97: 48-60.
- BRUN-HOOL, J. (1966):
Ackerunkraut-Fragmentgesellschaften.- In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Anthropogene Vegetation. Ber. Internat. Sympos. Vegetationskd., Stolzenau a. d. Weser, 1961. Den Haag: 38-50.
- CARNAP, R. (1974):
Einführung in die Philosophie der Naturwissenschaft.- 2., verb. Aufl., Nymphenburger Verlagshandlung (sammlung dialog), München: 296 S.
- DIERSCHKE, H. (1994):
Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden.- Ulmer (UTB für Wissenschaft: Große Reihe), Stuttgart: 683 S.
- DURWEN, K.-J.; K.-F. SCHREIBER & R. THOELE (1980):
Ein pragmatischer Ansatz zur Aufbereitung ökologischer Determinanten für die Raumplanung: Zum ökologischen Potential als Engpaßfaktor in der Regionalplanung.- Arbeitsberichte des Lehrstuhls Landschaftsökologie [der Univ. Münster] 2, Münster: 3-12.
- ELLENBERG, H. (1982):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht.- 3., verb. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- ERDELEN, M. (1982):
Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen.- Dechen. Beih. 26: 186-192.
- ESER, U. & T. POTTHAST (1997):
Bewertungsproblem und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftsethischer Perspektive. - Z. Ökol. Naturschutz 6: 181-189.
- FINCK, P.; D. HAMMER; M. KLEIN; A. KOHL; U. RIECKEN; E. SCHRÖDER; A. SSYMANK & W. VÖLKL (1992):
Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes.- Natur und Landschaft 67 (7/8): 329-340.
- FLADE, M. (1994):
Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands.- IHW, Eching: 879 S.
- FROBEL, K. (1997):
Naturschutz in einer fränkischen Kulturlandschaft: Biogeographische Analyse regionaler Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten.- Diss., Universität Bayreuth, Fak. f. Biologie, Chemie u. Geowissenschaften, Lehrstuhl für Biogeographie, Bayreuth: 217 S. + Anh.
- GLEASON, H.A. (1926):
The individualistic concept of the plant association.- Bull. Torrey Bot. Club 53, 7-26.
- HABER, W.; R. LANG; B. JESSEL; L. SPANDAU; J. KÖPPEL & J. SCHALLER (1993):
Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz.- Nomos, Baden-Baden: 290 S.
- HABER, W.; A. PIRKL; B. RIEDEL; L. SPANDAU & R. THEURER (1988):
Methoden zur Beurteilung von Eingriffen in Ökosysteme.- Unveröff. Diskussionspapier, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl f. Landschaftsökologie, Freising-Weihenstephan.
- HAMPICKE, U. (1991):
Naturschutz-Ökonomie.- Ulmer (UTB für Wissenschaft; Uni-Taschenbücher; 1650), Stuttgart: 342 S.
- (1993):
Naturschutz und Ethik: Rückblick auf eine 20jährige Diskussion (1973-1993) und politische Folgerungen.- Z. Ökologie u. Naturschutz 2: 73-86.
- HÄSSLEIN, L. (1966):
Die Molluskengesellschaften des Bayerischen Waldes und des anliegenden Donautales.- Ber. Naturf. Ges. Augsburg 20: 1-176.
- HEIDT, E. & H. PLACHTER (1996):
Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung.- Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 23: 193-252.
- HOERSTER, N. (1994):
Norm.- In: SEIFFERT, H. & G. RADNITZKY (Hrsg.): Handlexikon der Wissenschaftstheorie. 2. Aufl., Ehrenwirth, München: 231-234.

- HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1993):
Flächenbedarf von Tierpopulationen.- Unveränderter Nachdruck, Forschungszentrum Jülich (Berichte aus der ökologischen Forschung; 1), Jülich: 277 S.
- HUTCHINSON, G.E. (1957):
Concluding remarks.- Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology 22: 415-427.
- INGRISCH, S. (1976):
Die Orthopterenegellschaften des Vogelsberges.- Mitt. Dtsch. Ent. Ges. 35: 65-74.
- INGRISCH, S. (1982):
Orthopterenegellschaften in Hessen.- Hess. faun. Briefe 2 (3): 38-46.
- JESSEL, B. (1996):
Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung: Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (7): 211-216.
- (1998):
Landschaften als Gegenstand von Planung: Theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens.- Erich Schmidt (Beiträge zur Umweltgestaltung: A 139), Berlin, zugl.: München, Techn. Univ., Diss., 1998: 331 S.
- KIEMSTEDT, H. (1992):
Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland. unveränderter Nachdruck, Forschungszentrum Jülich (Berichte aus der ökologischen Forschung; 4), Jülich: 338-342.
- KIEMSTEDT, H.; M. MÖNNECKE & S. OTT (1996):
Methodik der Eingriffsregelung: Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung von § 8 BNatSchG.- Naturschutz u. Landschaftsplanung 28 (9): 261-271.
- KNICKREHM, B. & S. ROMMEL (1994):
Biotoptypenkartierung in der Landschaftsplanung: Anforderungen an einen Kartierschlüssel vor dem Hintergrund der lokalen Landschaftserfassung.- Arbeitsmaterialien des Instituts für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover 27, Hannover: 173 S. + Anh.
- KUDRNA, O. (1986):
Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tag- schmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutz- problematik in der Bundesrepublik Deutschland.- Nachr. ent. Ver. Apollo 6: 1-90.
- MARTI, F.; H. STUTZ, & B. PETER (1993):
Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz: Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept.- Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald, Schnee Landsch. 336, Birmensdorf: 1-171.
- MEINEKE, J.-U. (1982):
Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) der Verlandungsmoore des württembergischen Alpenvorlandes.- Diss., Eberhard-Karls-Univ. Tübingen, Fak. f. Biologie, Tübingen: 473 S.
- MILLS, L.S.; M.E. SOULÉ & D.F. DOAK (1993):
The keystone-species concept in ecology and conservation.- BioScience 43: 219-224.
- MILTON, S.J. & R.J. DEAN (1995):
How useful is the keystone species concept, and can it be applied to *Acacia erioloba* in the Kalahari Desert? - Z. Ökol. Naturschutz 4: 147-156.
- MÜHLENBERG, M. (1993):
Freilandökologie.- 3. überarb. Aufl., Quelle & Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 595), Heidelberg: 512 S.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1992):
Das Zielartenkonzept.- NNA-Ber. 5 (1): 36-41.
- MÜHLENBERG, M.; K. HENLE; J. SETTELE; P. POSCHLOD; A. SEITZ & G. KAULE (1996):
Studying species survival in fragmented landscapes: the approach of the FIFB. - In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 152-160.
- MÜLLER, H.J. (Hrsg., 1984):
Ökologie.- G. Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 1318), Stuttgart: 395 S.
- OBERDORFER, E. (1957):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften.- Pflanzensoz. 10: 1-564.
- (1992):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften.- 3. Aufl., G. Fischer, Jena/Stuttgart/New York: 314 S.
- OPPERMANN, R. (1987):
Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen.- Natur und Landschaft 62 (6): 235-241.
- PAINE, R.T. (1969):
A note on trophic complexity and community stability.- Am. Nat. 103: 91-93.
- PASSARGE, H. (1982):
Phyto- und Zoozönosen am Beispiel mausartiger Kleinsäuger.- Tuexenia 2: 257-286.
- (1991):
Avizönosen in Mitteleuropa.- Ber. ANL, Beih. 8, 1-128.
- PIRKL, A. & B. RIEDEL (1992):
Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland. unveränderter Nachdruck, Forschungszentrum Jülich (Berichte aus der ökologischen Forschung; 4), Jülich: 343-346.
- PLACHTER, H. (1989):
Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 29: 107-135.
- (1990):
Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Lei-

- stungsfähigkeit des Naturhaushaltes.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 187-199.
- (1991):
Naturschutz.- G. Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 1563), Stuttgart: 463 S.
- (1992):
Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 9-48.
- (1993):
Probleme der Erfassung von "Rote-Liste-Biotopen".- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 38: 135-138.
- (1994):
Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz.- Z. Ökol. Naturschutz 3: 87-106.
- POTT, R. (1995):
Die Pflanzengesellschaften Deutschlands.- 2., überarb. u. stark erw. Aufl., Ulmer (UTB für Wissenschaft; Große Reihe), Stuttgart: 622 S.
- RABELER, W. (1947):
Die Tiergesellschaften der trockenen Callunaheiden in Nordwestdeutschland.- Jahresber. Nat.hist. Ges. Hannover 94-98, Hannover: 357-375.
- (1952):
Die Tiergesellschaft hannoverscher Talfettwiesen (*Arrhenateretum elatioris*).- Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 3, Stolzenau/Weser: 130-140.
- RECK, H. (1990):
Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 99-119.
- (1992):
Arten- und Biotopschutz in der Planung: Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (4): 129-135.
- RECK, H.; R. WALTER; E. OSINSKI; G. KAULE; TH. HEINL; U. KICK & M. WEISS (1994):
Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg.- Laufener Seminarbeitr. 4/94: 65-94.
- RIECKEN, U. (1992):
Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen: Grundlagen und Anwendung.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 36: 1-187.
- RIECKEN, U.; U. RIES & A. SSYMANK (1993):
Biotoptypenverzeichnis für die Bundesrepublik Deutschland.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 301-339.
- RITTEL, H.W.J. (1992):
Planen, Entwerfen, Design: Ausgewählte Schriften zu Theorie und Methodik. - Kohlhammer (Facility Management; 5), Stuttgart/Berlin/Köln: 432 S.
- ROTHHAUPT, G. (1992):
Zur Situation des Raubwürgers *Lanius excubitor* in Bayern unter Berücksichtigung überregionaler Daten.- Orn. Verh. 2: 151-167.
- SCHAEFER, M. (1992):
Wörterbücher der Biologie: Ökologie.- 3. Aufl. G. Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 430), Stuttgart: 433 S..
- SCHEMEL, H.-J. (1985):
Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) von Großprojekten: Grundlagen und Methoden sowie deren Anwendung am Beispiel der Fernstraßenplanung.- Erich Schmidt (Beiträge zur Umweltgestaltung: A 97), Berlin: 510 S.
- SCHMIDT, A. (1995):
Landschaftsplanung.- In: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (ARL, Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover: 609-615.
- SCHNITTLER, M. & G. LUDWIG (1996):
Zur Methodik der Erstellung Roter Listen.- Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 709-739.
- SCHNITTLER, M.; G. LUDWIG; P. PRETSCHER & P. BOYE (1994):
Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten: unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien.- Natur und Landschaft 69 (10): 451-459.
- SCHUBERT, R. (Hrsg., 1991):
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.- 2., überarb. Aufl., G. Fischer, Stuttgart: 338 S.
- SCHULZE, E.-D. & H.A. MOONEY (Eds., 1993):
Biodiversity and ecosystem function.- Springer (Ecol. stud.; 99), New York: 525 S.
- SPANG, W. D. (1992):
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- Natur und Landschaft 67 (4): 158-161.
- SSYMANK, A.; U. RIECKEN & U. RIES (1993):
Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotope: Standard-Biotoptypenverzeichnis, Betrachtungsebenen, Differenzierungsgrad und Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch 38: 47-58.
- STACHOWIAK, H. (1994):
Planung.- In: SEIFFERT, H. & G. RADNITZKY (Hrsg.): Handlexikon der Wissenschaftstheorie. 2. Aufl., Ehrenwirth, München: 262-267.
- THOSS, R. (1995):
Indikatoren.- In: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (ARL): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover: 472-475.
- TREPL, L. (1988):
Gibt es Ökosysteme?- Landschaft + Stadt 20 (4): 176-185.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH (1994):
Birds in Europe: their conservation status.- U. K. BirdLife

International (BirdLife Conservation Series; 3), Cambridge: 600 pp.

TÜXEN, R. (1937):
Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands.-
Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. Nieders. 3: 1-170.

VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHaupt & E. GOTT-
SCHALK (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz: Auswahl der Arten,
Methode von Populationsgefährdungsanalyse und
Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. - Naturschutz
und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.

WALLASCHEK, M. (1995):
Untersuchungen zur Zooönologie und Zönotopbindung
von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum "Östliches
Harzvorland".- Articulata-Beiheft 5, Erlangen: 1-153.

WALTER, R; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLE; E.
OSINSKI & T. HEINL (1998):
Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren
für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-
Württemberg: Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum
Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Würt-
temberg.- Natur und Landschaft 73 (1): 9-25.

WEIDEMANN, H.J. (1995):
Tagfalter: Beobachten, bestimmen.- 2., völlig neu bearb.
Aufl., Naturbuch, Augsburg: 659 S.

WIEGLEB, G. (1997):
Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung.-
Z. Ökol. Naturschutz 6: 43-62.

WILLMANN, O. (1989):
Ökologische Pflanzensoziologie-. 4., überarb. Aufl,
Quelle u. Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschen-
bücher; 269), Heidelberg/Wiesbaden: 382 S.

WISSEL, C. (1995):
Ökologische Modelle.- In: KUTTLER, W. (Hrsg.): Hand-
buch zur Ökologie. 2., rev. Aufl., Analytica (Handbücher
zur angewandten Umweltforschung), Berlin: 251-257.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Wolfgang Zehlius-Eckert
Silberbachstraße 9
D-79100 Freiburg

Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums - ein Konfliktfall?

Ambros HÄNGGI

Zielarten, Leitarten, Indikatorarten - detaillierte Definitionen dieser oft sehr unterschiedlich angewendeten Begriffe werden in einem anderen Beitrag dieses Bandes von ZEHLIUS-ECKERT ausführlich gegeben und deshalb an dieser Stelle nicht wiederholt. Es sei lediglich darauf hingewiesen, daß im folgenden der pauschale Begriff "Zeigerarten" verwendet wird, wenn damit sowohl Ziel- wie Leitarten gemeint sein können. Im Zusammenhang mit Naturschutz steht hinter diesen Begriffen und Konzepten die Absicht, irgendetwas mit vereinfachten Mitteln zu beobachten und in sehr vielen Fällen auch zu bewerten. Selbstverständlich wäre es sehr praktisch, wenn man durch die Beobachtung einer einzelnen, wenn möglich einfach erfaßbaren Art, auf den Zustand und den Wert eines ganzen Raumes schließen könnte. Die Frage stellt sich aber, ob dieses einfache Prinzip den hochkomplexen Gegebenheiten in der Natur überhaupt gerecht werden kann?

1. Bewertungen im Naturschutz

Anwendungsbereiche von Bewertungen

Es gibt wohl im Bereich des Naturschutzes kaum eine Betrachtung von Arten, seien es Einzelarten oder Artenkollektive, die über die reine Erfassung hinaus nicht auch irgendwie bewertende Funktion hat. Selbst die reine Charakterisierung eines Lebensraumes impliziert in jedem Falle bereits eine wertende Komponente. Dabei ist es unwichtig, ob es sich um eine Kartierung handelt (mit welcher Absicht auch immer), ob Entscheidungen für Pflegestrategien anstehen oder ob nachträglich der Erfolg von Maßnahmen geprüft wird.

Grundsätzlich können zwei Arten der Bewertung einander gegenübergestellt werden, welche entsprechend unterschiedliches methodisches Vorgehen verlangen:

- *Zustandsbewertungen*, welche aufgrund von Einzeluntersuchungen Rückschlüsse auf den Zustand (und in bedingtem Maße auf die bisherige Entwicklung) eines Lebensraumes ermöglichen.
- *Entwicklungsbewertungen* (Monitoring mit Mehrfachuntersuchungen), welche zum Ziel haben, die Entwicklung eines Lebensraumes im Laufe der Zeit zu verfolgen und zu beurteilen.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich grundsätzlich auf Zustandsbewertungen aufgrund von

Einzeluntersuchungen, haben aber teilweise auch für Entwicklungsbewertungen eine gewisse Bedeutung.

Das Hauptanwendungsgebiet von Bewertungen liegt neben der Bestimmung von Vorranggebieten (Prioritätensetzung) und Eingriffsplanung wohl in der Erfolgskontrolle. Der Begriff "Erfolgskontrolle" dürfte allerdings etwa gleich verwirrend breit gebraucht werden, wie dies auch für den Begriff "Indikatorart" der Fall ist (war). Bereits früher wurde verschiedentlich (z.B. BEZZEL 1982) darauf hingewiesen, daß Erfolgskontrollen nicht bloß als Kontrolle der Erledigung von Maßnahmen verstanden werden dürfen. In HÄNGGI (1989) wird darauf hingewiesen, daß neben diesen Maßnahmenkontrollen auch spezifische Ziel- und Wirkungskontrollen notwendig sind. Ausführliche Zusammenstellungen, Analysen der Literatur und Begriffsklärungen zu diesen Konzepten sind MARTI & STUTZ (1993) und MAURER & MARTI (1997) zu entnehmen.

Andere Verfahren beziehen auch landschaftsökologische oder räumliche Faktoren wie Flächengröße, Vernetzungsgrad usw. in die Beurteilung ein, wie dies auch von PLACHTER (1992, 1994) vorgeschlagen wurde. Als Anwendungsbeispiele seien BEINLICH ET AL. (1995) und HOLSTEIN (1995) erwähnt. Im folgenden werden jedoch nur Verfahren berücksichtigt, welche ausschließlich auf der Interpretation von Daten der am Standort festgestellten Arten basieren.

Hauptobjekte der Bewertung: Die Arten

Unabhängig davon, welcher Typ einer Bewertung vorliegt, stehen die *Arten* als Untersuchungsobjekte im Mittelpunkt, während sich das Ergebnis meist auf Lebensräume, auf Biotope bezieht. Eine Ausnahme bilden hier einige rein raum- und strukturorientierte, meist auf dem Niveau Landschaft eingesetzte Verfahren (z.B. BERTHOUD ET AL. 1990, wo Arten nur noch als Zahl erscheinen). Vor dem Hintergrund dieser unterschiedlichen Betrachtungsebenen ist es außerordentlich wichtig, daß man sich bewußt ist, daß der Biotop keineswegs die Reaktionseinheit einer Art darstellt. Die eigentliche Reaktionseinheit einer Spinnenart zum Beispiel liegt in viel feineren Strukturen (Mikrohabitate) und ist von vielen weiteren biotischen und abiotischen Faktoren abhängig. Diese feineren Strukturen (ökologische Nische) können unter Umständen sehr

wohl in verschiedenen Biotoptypen realisiert sein (vgl. dazu z.B. RIECKEN & BLAB 1989)! Eine Konsequenz aus diesem Sachverhalt zeigt sich bei den Spinnen in so seltsamen Konstrukten wie "diplostenöke Arten" Selbstverständlich ist keine Art gleichzeitig stenök feuchtigkeits- und trockenheitsabhängig; da aber die Bezugsgröße jeweils Biotope waren, brauchte es einige Zeit, bis man sich bewußt wurde, daß eine Art z.B. sehr trockenheitsabhängig ist, ihr echter Lebensraum aber so "klein" ist, daß sie entsprechende trockene Mikrostrukturen immer auch in Feuchtgebieten findet. Selbst wenn gewisse Mikrolbensräume also regelmäßig in bestimmten Biotopen angetroffen werden und damit oft ein Rückschluß auf Biotopebene möglich ist, sollte man immer bedenken, daß der Mikrolbensraum als effektive Reaktionseinheit nicht mit dem untersuchten Biotop kongruent ist.

Wertesystem

Es erscheint ebenso wichtig, daß Beurteilungen und Bewertungen und damit Indikationen im Bereich des Naturschutzes beinahe immer auf *qualitativen* Merkmalen und Argumenten beruhen. Zwar können Parameter quantitativ erfaßt werden, aber die Aussagen, die damit gemacht werden, sind immer qualitativer Art. Auch das Wertesystem, das solchen Bewertungen zugrundeliegt, ist nicht aus irgendwelchen biologischen Gegebenheiten abgeleitet, sondern ist immer auch in gesellschaftspolitischen Zusammenhängen zu sehen: Eine streng stenöke Art der Magerwiesen (also eine Leitart dieses Lebensraumtyps) zeigt zwar einen solchen Lebensraumtyp an, sie hat aber ihre Bedeutung vor allem daher, weil sie dank der grundsätzlichen Gefährdung dieses Lebensraumes auch als wertvoll beurteilt wird. Überall im zentralen Mitteleuropa werden Magerwiesen als wertvolle Lebensräume taxiert und sehr oft geschützt - dabei vergißt man leicht, daß in der natürlichen Landschaft genau dieser Lebensraumtyp in dieser Ausprägung wohl praktisch inexistent wäre. Es handelt sich um einen anthropogenen Lebensraum, und wertvoll ist er weniger aus seiner natürlichen Bedeutung heraus, sondern wohl eher aus seiner kulturhistorischen, also anthropozentrischen Bedeutung heraus. Ganz allgemein wird der Frage, was denn nun die "Natur des Naturschutzes" (EWALD 1997) sei, zuwenig Rechnung getragen.

2. Ökologische Aussagekraft der untersuchten Gruppe

Unabhängig davon, ob Arten als Zeiger für abiotische Faktoren oder als Lebensraumindikatoren (als Leit- oder Zielarten) dienen sollen, muß gewährleistet sein, daß sie in Bezug auf das, was sie anzeigen sollen, eine enge ökologische Valenz besitzen. Echte Ubiquisten kommen als Zeigerarten wohl kaum in Frage, es sei denn als Zeiger von Trivialität. Anhand von zwei Beispielen soll hier andeutungs-

weise dargelegt werden, daß z.B. Spinnen als Zeigerorganismen in Frage kommen können.

Die ökologische Einnischung von Spinnen

Das erste Beispiel stammt aus HÄNGGI (1993) und zeigt die Verteilung von zwei Spinnenarten entlang eines Transektes von Bodenfallen. Der Abstand zwischen den Fallen betrug je ca. 4 Meter. Der Fallentransekt führte von einem Wald über eine Weide und eine Magerwiese bis hin zu einem anderen Waldrand. Die Weide war geprägt von einem Mosaik aus kurzrasigen, lückigen Flächen mit viel *Carex humilis* und Flächen von dichten *Brachypodium pinnatum*-Beständen. Abbildung 1 zeigt eine kombinierte Darstellung der mit den Fallenfängen festgestellten Abundanzen der beiden Arten *Thanatus atratus* (publiziert unter *T. vulgaris*), eine typische Art der Magerwiesen, und *Tapinocyba maureri*, über deren ökologische Einnischung noch wenig bekannt ist. Die offensichtlich gegenläufige Verteilung der beiden Arten auf kurzen Distanzen innerhalb des Biotoptyps "Weide" zeigt sehr deutlich die engere Einnischung der Arten.

Ein zweites, nicht publiziertes Beispiel mag ebenfalls illustrieren, wie detailliert die Informationen sein können, welche aufgrund der Interpretation einer Spinnen-Artenliste abgeleitet werden können: Im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung zu einem Autobahnprojekt wurden auch Spinnen untersucht. Pro Standort kamen jeweils 10 Bodenfallen in einer Reihe zum Einsatz. Einige der Standorte waren Waldrandstandorte. Wenn Fallen an einem Waldrand aufgestellt werden, so kann dies grundsätzlich in drei verschiedenen Varianten gemacht werden: Parallel zum Waldrand knapp innerhalb des eigentlichen Waldrandes (also eher im Mantelbereich), knapp außerhalb des Waldrandes (also eher im Saumbereich) oder rechtwinklig zum Waldrand vom Mantel- in den Saumbereich hinein. Die Feldarbeiten zu diesem Projekt wurden nicht vom Autor gemacht. Die entsprechenden Standorte waren zu Beginn der Bestimmungsarbeiten nicht aus dem Feld bekannt, und es standen auch noch keine detaillierten Standortbeschreibungen zur Verfügung. Im Sinne eines (wenn auch nicht sehr wissenschaftlichen) Aussagekrafttestes sollte versucht werden, die genaue Lage der Fallenreihe festzustellen. In 20 von 22 Fällen war dies aufgrund der Analyse der Gesamtartenlisten erfolgreich möglich, obwohl in allen Fällen sowohl typische Wald- wie auch Wiesenarten enthalten waren. Die genaue Lage der Fallenreihen war nur aufgrund der gesamten Artenzusammensetzung und der Häufigkeitsverteilungen der einzelnen Arten eruierbar.

Festlegung von Leitarten bei Spinnen

Spinnen sind eine sehr artenreiche Tiergruppe. Im zentralen Mitteleuropa ist mit ca. 1.300 Arten zu rechnen, allein in der kleinen Schweiz sind bis heute ca. 900 Arten bekannt (MAURER & HÄNGGI

Fallentransekt (Wald-Weide-Magerwiese-Wald) Projekt Magerwiesen und -weiden im Tessin (HÄNGGI 1993)

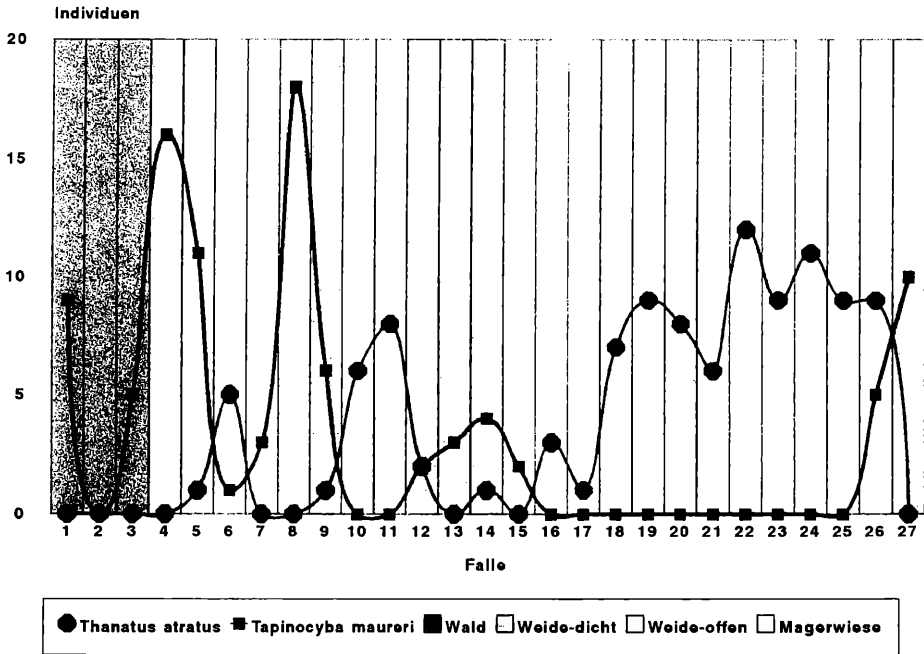


Abbildung 1

Beispiel für die Verteilung zweier Spinnenarten über unterschiedliche Lebensräume. Erläuterungen im Text. Verändert nach HÄNGGI (1993).

1990), und man kann davon ausgehen, daß effektiv ca. 1.100 Arten vorhanden sind.

In jedem terrestrischen Lebensraumtyp kommen relativ viele Arten vor. Allein mit Bodenfallen können in intensiv genutzten Lebensräumen wie intensiven Mähwiesen oder Äckern ca. 30-40 Arten, in mosaikartigen Lebensräumen wie z.B. Weinbergsbrachen oder Trockenstandorten bis über 100 Arten festgestellt werden. Dies impliziert, daß die einzelnen Spinnenarten zum Teil sehr enge ökologische Nischen besetzen und damit sicher auch eine große potentielle Aussagekraft als Leitarten haben können. Auf welcher Basis Leitarten oder für bestimmte Lebensräume sehr typische Arten festgelegt werden können, soll anhand des folgenden Beispiels aufgezeigt werden. Allerdings muß auch hier darauf hingewiesen werden, daß die zugrundeliegende "Stenökologie" sich nur auf Lebensraumtypen bezieht, also nicht die "effektive Reaktionseinheit" (siehe oben) erfaßt.

In HÄNGGI ET AL. (1995) wurde eine Literaturanalyse über die Verteilung von Spinnenarten über verschiedene Lebensraumtypen vorgelegt. Dabei wurden aus 223 Quellen 1.382 Artenlisten aufgenommen, was zu 44.574 Datensätzen führte. Abbildung 2 zeigt die graphische Darstellung dieser Auswertung anhand dreier Arten (*Trochosa ruricola*, *Trochosa spinipalpis*, *Pirata uliginosus*). Von besonderem Interesse ist jeweils der untere Teil der Graphik, welcher zeigt, in wieviel Prozent der pro

Lebensraumtyp berücksichtigten Artenlisten die betreffende Art festgestellt wurde (im oberen Teil ist die "absolute" Häufigkeit unter Einbezug von drei Häufigkeitsklassen dargestellt. Eine ähnliche Darstellung für die Carabiden wurde von RIECKEN 1997 vorgestellt.). Die erste Art, *T. ruricola*, stellt eine mesöke, offene, relativ feuchte Biotope besiedelnde Art dar, welche dank ihrer Störungstoleranz auch (intensiv genutzte) Kulturlandstandorte besiedeln kann. Als Leitart im eigentlichen Sinne kommt die Art damit kaum in Frage, auch wenn sie für gewisse Lebensraumtypen als äußerst charakteristisch gelten kann (z.B. Dauergrünland). Dagegen zeigt *T. spinipalpis* eine engere Beschränkung auf feuchte, z.T. auch beschattete (gehölzbestandene) Lebensräume. Diese Art scheint auf Störungen (z.B. Mahd) viel stärker zu reagieren und kann somit die Kulturlandstandorte kaum besiedeln. Als eigentliche Leitart von Hochmooren könnte wohl *P. uliginosus* bezeichnet werden, die ihren Verbreitungsschwerpunkt deutlich in Hochmoor-Biotopen aufweist und nur teilweise in andere Feuchtbereiche ausstrahlt.

Diese Zuordnungen basieren allerdings nur auf der optischen Interpretation der Abbildung 2 und sollen hier lediglich zeigen, daß aufgrund des vorhandenen Datenmaterials sehr wohl Leitarten bestimmt werden können. Ausführlich ausgearbeitet und mit entsprechenden Definitionen begründet ist dieser Schritt in SCHULTZ & FINCH (1996) vortrefflich ausgeführt.

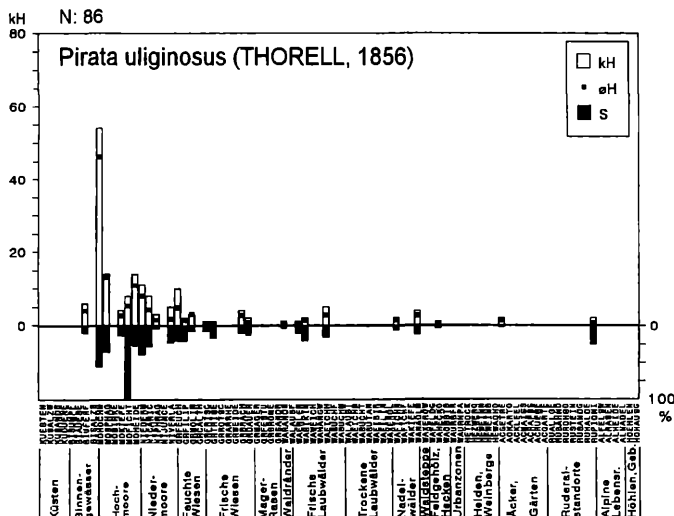
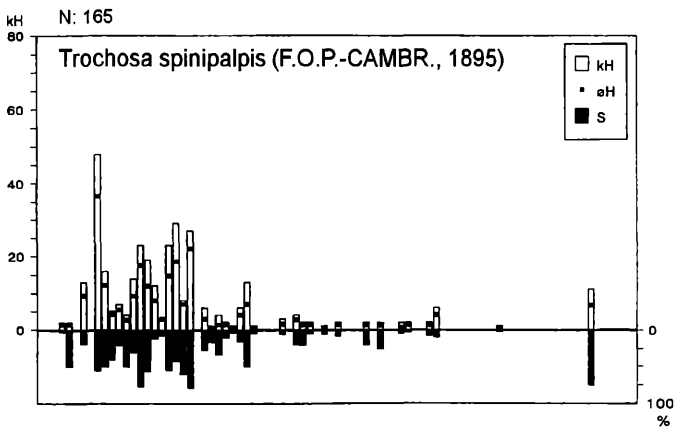
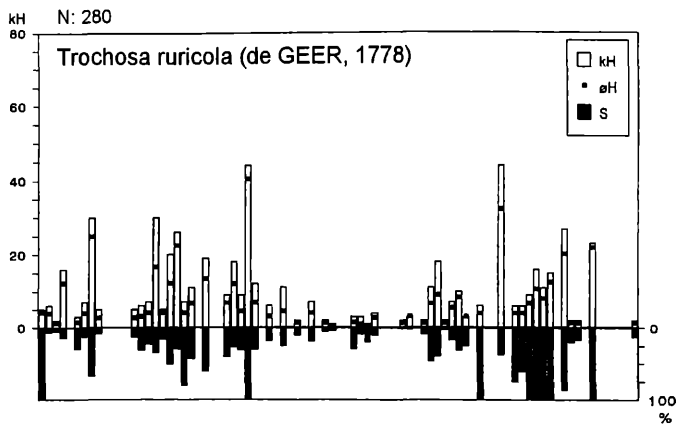


Abbildung 2

Graphische Darstellung der Verteilung der Nachweise von drei Spinnenarten über unterschiedliche Biototypen (nach HÄNGGI, STÖCKLI & NENTWIG 1995).

3. Mögliche Ansätze für Bewertungen

Bewertungen anhand von "Zeigerarten/Zeigergruppen"

Aufbauend auf den oben getroffenen Feststellungen könnte man grob z.B. für folgende beiden Lebensräume Zeigerarten unter den Spinnen definieren:

"wertloser Kulturlandstandort":

Erigone atra, *Trochosa ruricola*, *Meioneta rustrestris*;

"wertvoller Feuchtstandort":

Pirata uliginosus, *Trochosa spinipalpis*, *Meioneta beata*.

Um einen Lebensraum anhand von einzelnen Zeigerarten zu bewerten, brauchen grundsätzlich lediglich diese Zeigerarten nachgewiesen werden. Dieses Vorgehen birgt allerdings gewisse Gefahren, wie das anhand des folgenden Beispiels gezeigt werden soll. Tabelle 1 gibt die Artenliste eines Standortes wieder, der auch in HÄNGGI (1987) bearbeitet wurde (dort STO27). In dieser Artenliste finden wir alle drei der oben festgehaltenen typischen Arten der Kulturlandstandorte. Bei einer ausschließlichen Betrachtung aufgrund dieser Zeigerarten kann also dieser Standort als wertloser Kulturlandstandort bezeichnet werden. Andererseits ist festzuhalten, daß in der Artenliste auch alle drei Arten der Feuchtgebiete aufgeführt sind.

Tabelle 1

Artenliste und Individuenzahlen der mit Bodenfallen (April bis November) festgestellten Spinnen: Standort Nr. 27 aus HÄNGGI (1987)

Art	Ind.	Art	Ind.
<i>Agraecina striata</i>	2	<i>Pardosa agrestis</i>	4
<i>Alopecosa cuneata</i>	16	<i>Pardosa amentata</i>	3
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	235	<i>Pardosa lugubris</i>	12
<i>Antistea elegans</i>	2	<i>Pardosa palustris</i>	103
<i>Arctosa leopardus</i>	10	<i>Pardosa prativaga</i>	43
<i>Bathyphantes gracilis</i>	11	<i>Pardosa pullata</i>	70
<i>Centromerita bicolor</i>	21	<i>Pelecopsis parallela</i>	1
<i>Centromerus sylvaticus</i>	24	<i>Phrurolithus festivus</i>	1
<i>Ceratinella brevipes</i>	3	<i>Pirata latitans</i>	4
<i>Ceratinella scabrosa</i>	2	<i>Pirata tenuitarsis</i>	2
<i>Cicurina cicur</i>	1	<i>Pirata uliginosus</i>	2
<i>Dicymbium brevisetosum</i>	40	<i>Pocadicnemis juncea</i>	7
<i>Diplostyla concolor</i>	74	<i>Porrhomma oblitum</i>	2
<i>Erigone atra</i>	47	<i>Porrhomma pygmaeum</i>	1
<i>Erigone dentipalpis</i>	38	<i>Tiso vagans</i>	129
<i>Gongyliidium murcidum</i>	1	<i>Tricca lutetiana</i>	2
<i>Lepthyphantes pallidus</i>	2	<i>Trochosa ruricola</i>	100
<i>Meioneta beata</i>	121	<i>Trochosa spinipalpis</i>	24
<i>Meioneta mollis</i>	14	<i>Trochosa terricola</i>	2
<i>Meioneta rurestris</i>	7	<i>Xerolycosa miniata</i>	4
<i>Micaria pulicaria</i>	1	<i>Xysticus cristatus</i>	5
<i>Micrargus subaequalis</i>	10	<i>Xysticus kochi</i>	6
<i>Oxyptila simplex</i>	4	<i>Zelotes latreillei</i>	1
<i>Pachygnatha clercki</i>	31	<i>Zelotes lutetianus</i>	1
<i>Pachygnatha degeeri</i>	255		

Bei einer Beurteilung allein aufgrund dieser Zeigerarten müßte man also von einer wertvollen Feuchtgebietsfläche ausgehen. Effektiv handelt es sich um eine ehemals intensiv genutzte Wiese auf Torfboden, welche seit 7 Jahren als Folge von Naturschutzbestrebungen aus der Nutzung herausgenommen und nur noch im Rahmen von Schutzmaßnahmen so extensiv wie möglich genutzt wurde. Diese 7 Jahre haben offensichtlich noch nicht ausgereicht, den Charakter der Wiese vollständig zu verändern. Nur die Betrachtung der gesamten Artenliste läßt diesen Stand der Entwicklung erkennen. (Nebenbei: Auch weitere 10 Jahre später konnten im Rahmen einer Erfolgskontrolle nach wie vor Zeiger von Kulturlandstandorten festgestellt werden. Eine vollständige Rückführung scheint somit äußerst problematisch, auch wenn direkt neben der Wiese ein potentiell Ressourcengebiet vorhanden ist, von dem aus eine Wiederbesiedelung durch die betreffenden Arten möglich wäre.)

Bewertung anhand von Gesamtartenlisten

Genauso wie bei einer Beurteilung aufgrund von Zeigerarten stellt sich bei der Analyse von Gesamtartenlisten die Frage, welche Faktoren hierzu in Frage kommen und wie diese dann in eine Bewertung einfließen können. Anhand des Bewertungsverfahrens (Abbildung 3), das von POZZI ET AL. (1998) vorgestellt wird und in seinen Grundzügen auf HÄNGGI (1987) zurückgeht, soll eine Möglichkeit aufgezeigt werden, allerdings ohne auf die Details einzugehen. Abbildung 3 gibt einen Überblick über den Aufbau des Verfahrens.

Als Grundprinzip wird davon ausgegangen, daß ausschließlich auf Informationen zurückgegriffen wird, welche mit den festgestellten Arten im Zusammenhang stehen. Einerseits wird jeder Art ein Artwert zugeordnet, welcher sich aus der Seltenheit der Art (Verbreitung in einem definierten Einzugs-

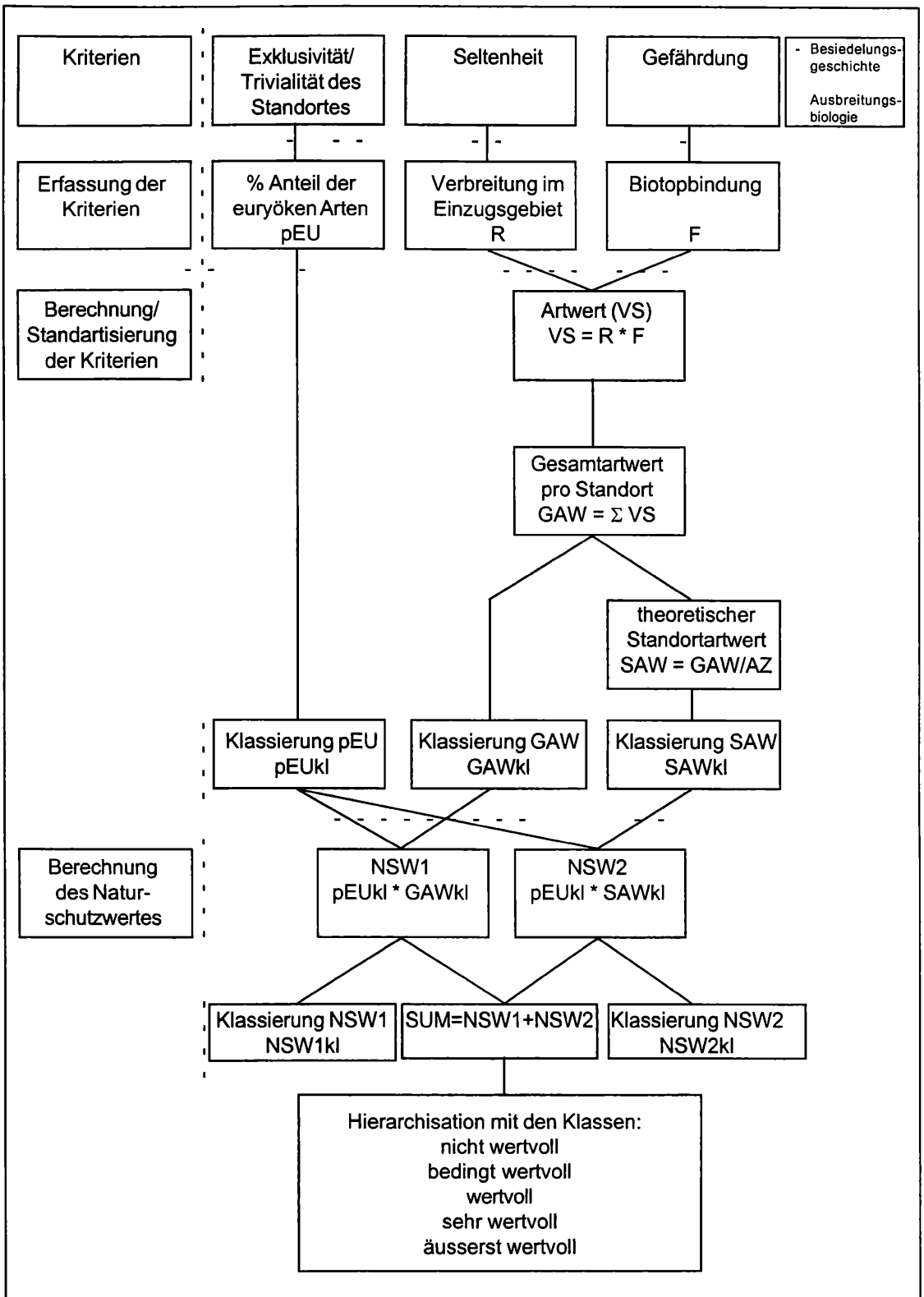


Abbildung 3

Bestimmung des Naturschutzwertes eines Standortes. Nach POZZI, GONSETH & HÄNGGI (1998).

gebiet) und der Gefährdung (Biotopbindung/ Stenökriegrad) ableitet. Weitere Faktoren, welche hier einfließen sollten, aber kaum je bestimmbar wären, sind Besiedelungsgeschichte und Ausbreitungsbiologie der jeweiligen Art. Durch die Summierung der Artwerte wird ein Gesamtartwert pro Standort er-

rechnet. Um auch jenen Standorten gerecht zu werden, welche natürlicherweise kleine Artenzahlen, aber sehr spezifische Arten haben (z.B. Schilfröhrichte) kann der Gesamtartwert durch die Artenzahl geteilt werden. Dies führt zu einem theoretischen Standortartwert. Während mit dem Gesamtartwert

Brache														○*			□□	⇔	
Mahd im Spätherbst								□		□				□○	□		□□		
Mahd Mitte Juni		○	○○	□				⇔						○⇔					
unregelmässige Nutzung					○			□		*				□					
Schafweide	○						○	☒	☒			□	□						
Rinderweide			○	○		○		☒			○○								
Naturschutzwert POZZI et.al. 1998	6	7	8	14	16	18	20	21	27	30	32	33	36	40	44	45	48	50	66
Klassierung	nicht wertvoll			bedingt wertvoll			wertvoll					sehr wertvoll					äußerst wertvoll		

Legende (in Klammer Wertigkeit mit einer Skala von 1 - 9):
 ⇔ Halbtrockenrasen mit Arten echter Trockenwiesen (7,2) ☒ nährstoffreichere Halbtrockenrasen mit Arten des Molinion (3,5)
 □ Echte Halbtrockenrasen (4,3) ○ nährstoffreichere Halbtrockenrasen (2,8)
 ☆ artenarme Halbtrockenrasen (3,3-3,8)

Abbildung 4

Bewertung von Halbtrockenrasen mit unterschiedlicher Nutzung anhand der Spinnenfauna. Die Symbole stehen für Vegetationstypen und deren jeweils einheitlicher Bewertung (nach POZZI 1998):

die heterogenen, artenreichen Mosaikstandorte speziell hervorgehoben werden, zeichnet der Standortwert eher extreme Standorte mit kleinen Artenzahlen, aber speziellen Arten aus. Ein zweites Maß, das in die Bewertung einfließt, betrifft die Trivialität des Standortes als Ganzes. Diese wird ausgedrückt über den prozentualen Anteil an euryöken Arten. Dies unter der Annahme, daß gestörte und damit meist triviale Lebensräume prozentual grundsätzlich mehr euryöke Arten enthalten als ungestörte, natürliche Lebensräume.

Die Verknüpfung dieser drei Komponenten führt zu zwei Wertungen, von denen die eine Standorte mit hoher Diversität (Mosaiklebensräume) und die andere Standorte mit ausgesprochen spezieller Fauna (Extremstandorte) höher einstuft. Diese beiden Wertungen sind als komplementäre Aspekte eines einzelnen Standortes zu verstehen und lassen speziell auch in der Gegenüberstellung wiederum weitere Schlüsse zu. Wichtig bei diesem Verfahren ist vor allem, daß alle am Standort festgestellten Arten in die Betrachtung einfließen und daß damit sowohl positive wie negative Aspekte berücksichtigt werden. Dies ermöglicht, daß nicht nur Veränderungen von sogenannten wertvollen Arten sofort Einfluß nehmen, sondern sich auch Veränderungen bei den trivialen Arten sehr rasch auswirken.

Anhand des folgenden Beispielen aus POZZI ET AL. (1998) soll die ausgesprochen feine Reaktion dieses Bewertungsverfahrens aufgezeigt werden: Im Rahmen des schweizerischen Inventars der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung wurde erkannt, daß zwar eine flächendeckende Kartierung nur aufgrund der Vegetationsdaten möglich ist, daß aber in Fallbeispielen die Kongruenz der Ergebnisse der Vegetationsbewertung mit den Ergebnissen, die auf Faunenerhebungen basieren,

getestet werden sollte. In der Dissertation von POZZI wurde deshalb der Einfluß verschiedener Nutzungsmethoden auf die Bewertung der Spinnenfauna untersucht. Abbildung 4 gibt eine Zusammenstellung der Resultate. Folgende Schlüsse lassen sich daraus ziehen:

1. Die Ergebnisse der Spinnenuntersuchung fächern viel feiner auf.
2. Flächen, welche aufgrund der Vegetation als gleichwertig bewertet wurden, werden z.T. aufgrund der Spinnen viel heterogener bewertet.
3. Die Abhängigkeit von der Nutzungsform kommt bei den Spinnen viel stärker zum Ausdruck. Während für verschiedenste Nutzungsformen die gleiche Vegetationszuordnung und damit Bewertung ermittelt wurde, machte sich die Extensivität der Nutzung bei den Spinnen viel deutlicher bemerkbar.
4. Nutzung, ob einmalige Mahd im Frühsommer, Rinder- oder Schafweide führt immer zu relativ kleineren Werten bei den Spinnen. Nur Herbstmahd oder Nutzungsaufgabe bzw. Mahd nur alle paar Jahre liefern sehr hohe Werte bei den Spinnen. Selbst bei nur einmaliger Mahd ist der Mahdzeitpunkt äußerst wichtig!

Gegenüberstellung von Ergebnissen verschiedener Gruppen

Bis jetzt wurde versucht zu zeigen, daß für eine umfassende Bewertung einer Untersuchungsfläche nicht nur einzelne Zeigerarten (Leitarten) sondern ganze Artengruppen erfaßt werden sollten. Die Frage stellt sich nun aber, welche Artengruppe denn nun erfaßt werden soll. Im oben genannten Beispiel wurde bereits angedeutet, daß die Ergebnisse auf-

Tabelle 2

Gegenüberstellung von Bewertungen verschiedener Organismengruppen in gleichen Gebieten. Nach HÄNGGI & WEGMÜLLER (1989). Details zu den angewandten Verfahren siehe: Spinnen: HÄNGGI (1987); Laufkäfer: HUBER ET AL. (1987); Amphibien: GROSSENBACHER & HÄNGGI (1987); Libellen: WEGMÜLLER (1990); Vegetation: WYLER (1988).

Legende: **1** = nicht wertvoll; **2** = bedingt wertvoll; **3** = wertvoll; **4** = sehr wertvoll.

Naturschutzgebiet	Spinnen	Laufkäfer	Amphibien	Libellen	Vegetation
Büeltigenweiher	1		3	4	2
Siselenweiher	2-3	-	1	3	2
Fräschelsweiher	3-4	-	2	3	4
Grube Oberfeld	-	-	2-3	2	1
Treitenweiher	2	2	1	2	2
Grube Müntschemier	3	2	3	1	1
Inser Weiher	3	2	2	4	3
Inser Torfstich	1-2		2	3	3
Ziegelmoos	2-4	2-3	2	1	3
Lätti Gals	3-4	2	3-4	2	2
Leuschelz	4	3	4	1	3
Fanel	4	-	1	-	-

grund von Vegetationsuntersuchungen nicht unbedingt mit jenen von Untersuchungen mit Spinnen deckungsgleich sein müssen. Tabelle 2 zeigt eine Zusammenstellung von Bewertungen aufgrund verschiedener Organismengruppen im Rahmen des Projektes "Studie über Feucht - Naturschutzgebiete im Grossen Moos, Kt. Bern" (HÄNGGI & WEGMÜLLER 1989). Auch hier treten z.T. sehr deutliche Unterschiede zwischen Vegetation und verschiedenen Tiergruppen einerseits, aber auch zwischen den einzelnen Tiergruppen andererseits auf. Selbstverständlich ist es naheliegend, daß Unterschiede beim Vergleich von aquatischen mit terrestrischen Lebensformen auftreten. Aber auch zwischen Spinnen und Laufkäfern oder Libellen und Amphibien treten recht große Unterschiede zu Tage. Ein Zitat aus dem Schlußbericht mag die Bedeutung dieser Tatsache unterstreichen: "Keine der 5 erfaßten Organismengruppen liefert für sich allein eine repräsentative Beurteilung der untersuchten Gebiete; zum Teil weichen die jeweiligen Bewertungen beträchtlich voneinander ab. Auch die Vegetation als traditioneller Indikator kann keine allgemeingültigen Aussagen zur Schutzwürdigkeit liefern. *Der Miteinbezug zoologischer Kriterien liefert ein anderes, differenzierteres Bild der Verhältnisse in den untersuchten Gebieten*"

Da die verschiedenen Gruppen sicher unterschiedlicher Schutz-/Pfleßmaßnahmen bedürfen, wird es sehr schwierig, das "richtige" Konzept vorzuschlagen. Die Definition von Zielen, evtl. mit Zielarten oder Zielartengruppen, welche auch einmal Nachteile für gewisse andere Gruppen beinhalten, ist hier unabdingbar.

4. Leit-, Ziel-, Indikatorarten oder Gesamtarten-erfassung - ein Konflikt?

Eine Hauptfrage bleibt, welche Aussagekraft und Relevanz diese verschiedenen Konzepte für die praktische Naturschutzarbeit haben. Anhand der Beispiele wurde versucht, einige Aspekte zu diesem Thema zu vermitteln. Daraus kann entnommen werden, daß die Reduktion des Aufwandes für Bewertungen und damit die Erarbeitung von Grundlagen für Umsetzungspläne usw. sehr problematisch ist. Nun gibt es aber gerade in der praktischen Naturschutzarbeit immer wieder Rahmenbedingungen, die ein Vorgehen über die Erfassung von Gesamtartenlisten und wenn möglich verschiedenster Gruppen schlicht nicht erlauben.

In der Praxis kommt man wohl nicht darum herum, den Aufwand zu minimieren. Dies kann geschehen, indem auf das Konzept der Zeigerarten/Leitarten zurückgegriffen wird, oder indem der Aufwand für die Datenerhebung reduziert wird. Jedoch sei ausdrücklich vor einer beliebigen Reduktion des Erhebungsaufwandes gewarnt. So kann der Autor aufgrund der eigenen Erfahrungen festhalten, daß z.B. das Minimalprogramm von DUELLI ET AL. (1990) bei Untersuchungen in naturnahen Lebensräumen bereits sehr problematisch ist, wenn es nicht nur darum geht, quantitative Maße wie z.B. Diversitätsindices zu berechnen. Stehen qualitative Aspekte wie im oben vorgestellten Bewertungsverfahren im Vordergrund, so ist eher das etwas aufwendigere Untersuchungsprogramm von HÄNGGI (1989) vorzuziehen.

Nachdem die oben genannten Beispiele gezeigt ha-

ben, daß selbst mit einer umfangreichen Erfassung einer sehr aussagekräftigen Gruppe wie den Spinnen immer nur ein Teil eines Lebensraumes charakterisiert und bewertet werden kann - wieviel weniger wird das durch einzelne Leit- oder Zielarten möglich sein! Dennoch sollten die beiden Konzepte nicht als Alternativen im Sinne von "entweder - oder" gegenübergestellt werden. Beide Konzepte haben ihre Berechtigung und gewisse Einsatzbereiche, in denen sie ihre spezifischen Vorteile ausspielen können. Ein Inventar der Trockenwiesen mit nationaler Bedeutung in der ganzen Schweiz läßt sich ganz bestimmt nicht anhand von intensiven Untersuchungen verschiedenster Tier- und Pflanzengruppen durchführen. Auf diesem Niveau muß mit einzelnen Zeigerarten oder -gruppen oder mit einer einfachen, strukturorientierten Biotopkartierung gearbeitet werden. Wichtig ist dann aber, daß die Auswahl der Zeiger sehr sorgfältig geschieht und daß aufgrund der Ergebnisse nicht beliebig in Bereiche extrapoliert wird, welche eben nicht erfaßt wurden. Um diese Grenzen der sinnvollen, erlaubten Extrapolation zu finden, braucht es intensivere Studien, die nun ihrerseits eben ausgefeiltere Verfahren und Detailergebnisse für die verschiedensten Gruppen liefern. Im Rahmen von Fallstudien mit Bewertungen auf der Basis von Gesamtartenspektren sollten die ausgewählten Zeiger "geeicht" werden. Ebenso sollten auch Monitoring-Projekte immer von aussagekräftigeren Fallbeispielen (bei denen es ihrerseits um eine Eichung von anderen Methoden geht) begleitet werden.

Dank

Mein Dank gilt allen Kolleginnen und Kollegen, die in umfangreichen Diskussionen zum Thema "Bewertungen" beigetragen haben, meinen Standpunkt zu definieren. Besonders hervorheben möchte ich hierbei Y. Gonseth, Neuchâtel, S. Pozzi, Genève und E. Stöckli, Basel, die immer wieder kritische Diskussionspartner waren. R. Maurer, Aarau, stand am Anfang meines Engagements in dieser Fragestellung. Sein Einfluß ist auch heute noch deutlich feststellbar. Für die Durchsicht des Manuskriptes möchte ich T. Blick, Hummeltal und B. Jessel von der ANL herzlich danken.

Literatur

BEINLICH, B.; D. HERING & H. PLACHTER (1995): Ein standardisiertes Bewertungsverfahren für die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb.- Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 83: 425-439.

BERTHOUD, G. ET AL. (1990): Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux.- Ber.Nat.Forschungsprogramm "Boden" No. 39, Liebfeld-Bern: 150 S.

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

DUELLI, P.; M. STUDER & E. KATZ (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 32: 211-222.

EWALD, K.C. (1997): Die Natur des Naturschutzes im landschaftlichen Kontext - Probleme und Konzeptideen.- GAIA, 6 (4): 253-264.

GROSSENBACHER, K. & A. HÄNGGI (1987): Vergleich zweier Erfassungsmethoden für Amphibien. Ein Beispiel aus dem Berner Seeland.- Jahrb. Naturhist. Mus. Bern 9: 153-158.

HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Mooses, Kt. Bern - II. Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna.- Mitt. Naturforsch. Ges. Bern, N.F. 44: 157-185.

——— (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten - Gedanken zur Notwendigkeit der Erfolgskontrolle und Vorschlag einer Methode der Erfolgskontrolle anhand der Spinnenfauna.- Natur und Landschaft 64 (4): 143-146.

——— (1993): Minimale Flächengröße zur Erhaltung standorttypischer Spinnengemeinschaften - Ergebnisse eines Vorversuches. Bull. Soc. neuchât. Sci. nat. 116: 105-112.

HÄNGGI, A. & R. WEGMÜLLER (1989): Studie über Feucht-Naturschutzgebiete im Großen Moos BE. Schlußbericht.- Zoologisches Institut der Universität Bern.

HÄNGGI, A.; E. STÖCKLI & W. NENTWIG (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten.- Misc. Faun. Helvetiae 4, CSCF, Neuchâtel.

HOLSTEIN, J. (1995): Die Spinnen- und Käferzönosen zweier Streuobstwiesen in Oberschwaben.- Diss. Universität Ulm.

HUBER, CH.; W. MARGGI & A. HÄNGGI (1987): Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen (Coleoptera, Carabidae).- Jahrb. Naturhist. Mus. Bern 9: 125-142.

MARTI, F. & H.-P. STUTZ (1993): Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz. Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept.- Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft 336.

MAURER, R. & A. HÄNGGI (1990): Katalog der Schweizerischen Spinnen.- Doc. Faun. Helvetiae 12, CSCF, Neuchâtel.

MAURER, R. & F. MARTI (1997): Erfolgskontrolle von Maßnahmen im Natur- und Landschaftsschutz. Empfehlungen. - Konferenz der Beauftragten für Natur- und Landschaftsschutz (KBNL).

PLACHTER, H. (1992):
Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung.- Ver-
öff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 67: 9-48.

—— (1994):
Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Be-
wertungsverfahren im Naturschutz.- Z. Ökol. u. Natur-
schutz 3: 87-106.

POZZI, S. (1998):
Étude de la faune arachnologique des prairies sèches du
plateau occidental suisse, en tant que bioindicateur de la
qualité du milieu.- Thèse de doctorat. Université de
Genève.

POZZI, S.; Y. GONSETH & A. HÄNGGI (1998):
Évaluation de l'entretien des prairies sèches par le bias de
leurs peuplements arachnologiques.- Revue suisse de
Zoologie 105 (3): 365-485.

RIECKEN, U. (1997):
Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrele-
vanten Planung - Anwendung und Perspektiven.- Mitt.
Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 11: 45-56.

RIECKEN, U. & J. BLAB (1989):
Biotope der Tiere in Mitteleuropa.- Naturschutz aktuell
Nr. 7, Kilda-Verlag, Greven.

SCHULTZ, W. & O.-D. FINCH (1996):
Biotoptypenbezogene Verteilung der Spinnenfauna der
nordwestdeutschen Küstenregion. Charakterarten, typi-
sche Arten und Gefährdung. - Cuvillier Verlag Göttingen.

WEGMÜLLER, R. (1990):
Zur Naturschutzproblematik von Feuchtgebieten im in-
tensiv genutzten Kulturräum, dargestellt am Beispiel der
Libellen des Großen Mooses.- Inauguraldissertation der
Phil.-nat. Fak. der Univ. Bern.

WYLER, M. (1988):
Vegetation und Konfliktsituation in einigen Feuchtgebie-
ten des Berner Seelandes.- Mitt. Naturforsch. Ges. Bern
N.F. 45: 107-123.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ambros Hänggi
Naturhistorisches Museum Basel
Leiter der Abteilung Zoologie
Augustinergasse 2
CH-4001 Basel

Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung

- anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen

Heinrich RECK

1. Einleitung: Warum Zielartenkonzepte?

Die Erhaltung und Weiterentwicklung der biologischen Vielfalt ist eines der wichtigsten Aufgabefelder des Naturschutzes (vgl. Gesetz zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt vom 30.08.1992 oder §§ 1, 2, 12ff., 20 Bundesnaturschutzgesetz BNatSchG). Zielartenkonzepte eignen sich dazu, dieses Aufgabenfeld bestmöglichst zu beschreiben sowie den Handlungsbedarf aufzuzeigen und im Umfang zu bestimmen. Dies gilt, zumindest in Kulturlandschaften Mitteleuropas, für Betrachtungen im Rahmen planungsrelevanter Zeiträume und unter einer Bedingung, nämlich der, daß Zielvorstellungen periodisch weiterentwickelt und mit sich ändernden ökologischen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen abgestimmt werden müssen.

Zielartenkonzepte, die stark von nordamerikanischen Naturschutzüberlegungen beeinflusst worden sind (vgl. HOVESTADT ET AL. 1991) werden in Deutschland seit etwa 8 Jahren verstärkt diskutiert und verwendet, weil sie (z.T. als Ergänzung und z.T. als besserer Ersatz) Defizite bisheriger Zielbeschreibungen und Schutzstrategien deutlich vermindern können. Zwar beruht die erhebliche und immer noch zunehmende Gefährdung von Arten in Deutschland (zuletzt BINOT ET AL. 1998) am wenigsten auf fehlerhaften Naturschutzmaßnahmen und die Umsetzung bisheriger Schutzkonzepte würde erhebliche Verbesserungen bewirken, wenn sie denn akzeptiert würde. Aber mangelhafte Umsetzung und weiterhin kritische Entwicklung sowie die Chance der Optimierung verlangen die Fortentwicklung der Methoden des Naturschutzes.

Vorteile von Zielartensystemen sind:

- Die Notwendigkeit der raum-zeitlichen Betrachtung von Ökosystemfunktionen, d.h. die Förderung lebenserhaltender Landschaftsfunktionen und -eigenschaften, wie z.B. Lebensraumgröße, Lebensraumvernetzung und Lebensraumdynamik, weil das Zielobjekt "freilebende Populationen" statischen Konzepten oft nicht zugänglich ist.
- Die stärkere Einbindung von Entwicklungspotentialen, weil z.B. fakultative, nur in Ausnahmefällen bedeutsame Habitats (Latenzhabitats) analysiert werden müssen.

- Die Möglichkeit, eindeutige Schutzprioritäten zu setzen, ohne daß bereits dadurch schwer oder nicht lösbare naturschutzinterne Zielkonflikte auftreten.
- Nachvollziehbare Zielbeschreibungen, denn besonders wichtig ist, daß Zielarten ähnlich wie abgrenzbare Biotop (Tümpel, Hecken etc.) gute Identifikationsmöglichkeiten erlauben, aber, im Gegensatz zu diesen, notwendige Qualitäten viel besser definieren. Konkret faßbare Lebewesen sind als Schutzziel leichter vermittelbar (selbst in der abstrakten Form von Populationen und deren Ansprüchen) als abstrakt abgeleitete, indirekte allgemeine Maßnahmenziele, die notwendigerweise oft komplex sind, von Ort zu Ort widersprüchlich sein können und wenig vertraute Dinge wie etwa "Ökotone bewahren" fordern. Hinzu kommt, daß die Bewahrung konkreter Arten einen der fundamentalen, allgemein akzeptierten Beweggründe des Naturschutzes darstellt und als solcher auch eindeutig im Naturschutzgesetz verankert ist.
- Flexible Möglichkeiten der Zielerreichung und damit der Weiterentwicklung der Kulturlandschaft ohne Werteverlust anstelle der Konservierung von Landschaften; zwar werden die Ziele über Zielartenkollektive formuliert, aber diese müssen nicht unbedingt auf derselben Fläche in einer einzigen Zönose vorkommen.
- Eindeutige inhaltliche Erfolgskontrolle; weil Zielartenkonzepte meßbare Ziele nachvollziehbar beschreiben, sind sie besser abwägungsfähig. Damit können Zielkonflikte oder Zielkongruenzen mit anderen Schutzgütern oder Nutzungsinteressen früh erkannt und gelöst werden.

Der Schutz von Populationen in der Landschaft als Ausgangspunkt von Schutzbestrebungen und damit der Schutz von Biotopen in erster Linie als Lebensraum von Arten und nicht als verselbständiger Selbstzweck ermöglicht für die weitere Landschaftsgestaltung und Landnutzung die wissenschaftlich fundierte Ableitung von Maßnahmen oder von Risiken. Dennoch verbleibt ein wesentlicher normativer, mit naturwissenschaftlichen Methoden nicht lösbarer Inhalt: Neben der Wahl der Schutzziele (z.B. "alle standortheimischen Arten sowie alle auf natürliche Weise einwandernden Arten") ist dies die Wahl des Bezugsraumes für Schutzziele und der

Risikoschwelle jeweiliger Erhaltungssicherheit als wichtigster Schritt der Abstimmung und Festlegung gewollter Zielhöhen. Diese Höhen könnten dann zwischen Mindestanforderungen, die das Überleben von Populationen sichern, und dem anderen Extrem der potentiell optimalen Verbreitung aller Zielarten eines gewählten Bezugsraumes, liegen. Als Leitziel sei hier vorgeschlagen: Die Erhaltung und Wiederherstellung von langfristig überlebensfähigen Tier- und Pflanzenbeständen der heimischen Arten (im Sinne des § 20a BNatSchG) in einer erlebbaren, den naturräumlichen Standort- und Lebensraumpotentialen entsprechenden Verbreitung. Wobei im speziellen Fall Besonderheiten der historischen Entwicklung und der Restituierbarkeit oder von Relikt- und Randsituationen etc. berücksichtigt werden müssen.

2. Der gewählte Zielartenansatz

Die verschiedenen im deutschsprachigen Raum verwendeten Zielartenansätze unterscheiden sich vor allem darin, ob Artenschutzziele flächendeckend (z.B. in Anlehnung an das Konzept der differenzierten Landnutzung von HABER 1972) oder nur einzelfallspezifisch formuliert werden. Unterschiede bestehen auch darin, wie weit bei und nach einer vergleichenden und räumlich differenzierten Bewertung von Schutzprioritäten (Ermittlung wichtiger Arten, "Zielarten für sich", BRAUNS ET AL. 1997) versucht wird, in weiteren oder parallelen Auswahlritten die Repräsentanz der Arten (im Verbund mit den jeweils vorgeschlagenen Zielhöhen) integrativ für das Erreichen des in § 20 Abs. 1 BNatSchG geforderten Zieles (Schutz und Pflege der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten in ihrer natürlich und historisch gewachsenen Vielfalt) zu nutzen (Mitnahmeeffekt, "Zielarten für sich und andere Arten", BRAUNS ET AL. 1997).

Aus dem Anspruch der Sicherung und Weiterentwicklung der gesamten biologischen Vielfalt (zumindest der Artenvielfalt) resultiert, daß Zielartenkollektive Zeiger für den (gewünschten) Toleranzbereich der "Funktionsfähigkeit ökologischer Systeme bzw. von Landschaften für das Überleben der Arten" sein sollten. Darunter fallen auch lebensnotwendige Prozesse. Somit besteht die Möglichkeit, wichtige Teile des sogenannten Prozeßschutzes in Zielartenkonzepten zu integrieren.

Trotz unterschiedlicher Gedanken, die hinter den Begriffen "Zeigerart", "Charakterart"/"Leitart" und "Zielart" stehen, haben diese Kategorien weite Überschneidungsbereiche (ausführlich vgl. den Beitrag von ZEHLIUS-ECKERT in diesem Band), wobei die Zeigerfunktion landschaftsbezogener Zielartenkollektive weder der engen Indikatorfunktion, z.B. von ARNDT ET AL. (1987), entspricht noch eine der oft in Aufsätzen nachzulesenden Tautologien sein darf (die mit Waldarten als "Indikatoren" feststellen, wo der Wald beginnt oder mit stenotopen Arten den Sonderlebensraum identifizieren). Zielartenvorkommen und prognostische An-

sätze zur Weiterentwicklung ihrer Populationen sollen dagegen über den Grad der Zielerfüllung erkennen lassen, wie weitgehend Lebensraumeigenschaften im Funktionsgefüge der Landschaft realisiert sind. Dazu gehören neben Standortqualitäten (inkl. essentieller Habitatbausteine) Ereignisse während der Genese, Belastungen, Effekte des Biotopverbundes und der -vernetzung sowie Kombinationen dieser Faktoren.

Auch im einfachsten Fall sind Zielartenkonzepte ein klarer, unverbrämter Ausdruck des Artenschutzes. Im hier gewählten Zusammenhang (der dem Zielartenkonzept in der Landschaftsrahmenplanung Baden-Württembergs entspricht, das ausführlich in RECK ET AL. 1996, sowie als Kurzfassung in WALTER ET AL. 1998, erläutert ist) muß jedoch das Problem der Repräsentanz gelöst werden. Ein Problem, das auch für alle anderen Konzepte des Naturschutzes und für alle Fragen des mit dem Naturschutz verbundenen Monitoring gilt.

Die dem Zielartenkonzept (ZAK) Baden-Württemberg zugrundegelegte Hypothese lautet verkürzt, daß, nachdem die "wichtigen Arten" für den Naturschutz ermittelt worden sind, mit Ausnahme der von Natur aus sehr seltenen Arten die Anforderungen für den gesamten Artenschutz mit sehr wenigen *zielorientierten Zeigerarten* und nutzungsbezogenen Standards (Mindestqualitäten für Produktionsflächen) beschrieben werden können: "Durch die Förderung der unterschiedlich eingemischten Zielarten bilden sich aufgrund der zwischen den Ansprüchen dieser Arten aufgespannten Übergänge zwangsläufig ausreichend viele Habitate und Ökotope, die dann insgesamt einem weiten Spektrum verschiedener Anspruchstypen zur Verfügung stehen" (WALTER ET AL. 1998). Zusätzlich sollen über den lokalen, in der Regel passiven Schutz der (Standorte der) sehr seltenen Artenvorkommen auch die singulären Besonderheiten weitestgehend berücksichtigt werden. Über integrierte Prozeßschutzzförderung werden auch natürliche Entwicklungen und unplanbare Lebensvoraussetzungen berücksichtigt.

Die oben kurz vorgestellte Hypothese ist plausibel, aber wissenschaftlich nicht in der Form überprüft, daß ableitbar wäre, ob die Ansprüche des Naturschutzes durch bislang zusammengestellte Zielartenkollektive und diesbezügliche Zielhöhen im Sinne von § 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG nur zu 95%, zu 99% oder 99,9 % beschrieben sind. Ein solcher Nachweis ist bislang für kein Naturschutzkonzept vorhanden und zumeist nicht einmal problematisiert. Als Tendenzaussage kann vermutet werden, daß Konzepte entsprechend dem ZAK weniger Fehlbeurteilungen aufweisen als andere Herleitungen (vgl. z.B. Fehlerquoten in der Bewertung von Belangen des Arten- und Biotopschutzes in RECK 1992).

In *großmaßstäbigen Planungen* kommen Probleme der auf kleinen Flächen nur ungenügend faßbaren Landschaftsdynamik und der lokal ggf. hohen Artdynamik hinzu, die oft nur auf einer höheren, übergeordneten Ebene aufgelöst werden können.

Lokale Instabilität (von Artenvorkommen) muß nicht bedrohlich sein, sondern kann hohe Stabilität auf regionaler Ebene bedeuten und Überlebensstrategie von Metapopulationen sein. Insofern sollten Ansätze auf lokalem Niveau einen Bezug zur regionalen Ebene oder zur Landesebene haben. Manche Schutzziele und Prioritäten (welcher Abschnitt eines Flusses ist besonders zur Renaturierung geeignet, wieviele naturnahe, eigendynamische Abschnitte sind erforderlich?) sind nur auf höherer Ebene darstellbar. Ideal sind also durchgängige Analysen und Zielaussagen, beginnend beim "Zielartenkonzept" der europäischen Union "NATURA 2000" bis hin zur Renaturierung eines Dorfbaches. Die hierarchisch-regionalisierte Betrachtung ist notwendig, weil Schutzprioritäten und Landschaftspotentiale in verschiedenen Bezugsebenen wechseln. Dies liegt auch an den sich nicht deckungsgleich überlagernden politischen und kulturellen Gliederungen der Landschaft und genauso an den verschiedenen "natürlichen" Gliederungsmöglichkeiten, die gleichrangig, aber nicht deckungsgleich nebeneinander stehen, wie z.B. naturräumlich-geologisch abgegrenzte Einheiten oder Abgrenzungen nach Wassereinzugsgebieten.

Lokal (auf kleiner Fläche) ist es wegen überproportional hoher Randeffekte und beschränkter Möglichkeiten zur Kompensation nie möglich, alle denkbaren Schutzziele zu verfolgen oder alle zu einem bestimmten Zeitpunkt vorkommenden Schutzgüter erhalten zu wollen. Vor dem Hintergrund übergeordneter Erfordernisse und gegebener Standort- und Artenpotentiale sowie von Defiziten müssen daher Prioritäten gesetzt werden. Anders als in großen Bezugsflächen (Naturräume IV. Ordnung) kann auf kleinen Flächen oder in einem einzelnen Ökotyp i.d.R. keine vollständige Erfüllung der potentiell zu fordernden Zielartengemeinschaften erwartet werden. Außerhalb eines Zoos oder Botanischen Gartens dürfen Artenvorkommen nicht parzellenscharf erzwungen werden. Damit z.B. ein Brutpaar der Rohrdommel in einem Raum vorkommen kann, kann es erforderlich sein, daß mehrere geeignete Biotope vorhanden sind, von denen dann immer wieder ein größerer Teil unbesetzt sein kann. Sobald also Zielarten für (im Extrem) Einzelflächen benannt werden, ist dies meist nur zulässig, wenn Auswahllisten (vgl. Pkt. 5) definiert werden und die Zielerfüllung über anteilige Erfüllungsgrade (z.B.: "Ziel ist das Vorkommen von 7 Arten aus einer Auswahlliste von 12 Arten") abgeprüft werden kann (Ausnahmen: z.B. seltene Arten mit geringen Flächenansprüchen).

3. Beispiel Eingriffsplanung

Wirksamkeit der Eingriffsregelung

In der Eingriffsplanung sind die Vorteile populatorientierten Vorgehens offensichtlich. Auch die Akzeptanz der Herleitung von Naturschutzzielen ist dort generell größer, weil es "dem Naturschutz" in

bezug auf Eingriffe leicht fällt, Ziele zu formulieren. Der deutsche Naturschutz weiß viel besser, was er nicht ändern will, als daß er (ohne große Differenzen) formulieren kann, zu welchen Qualitäten Landschaft und Stadt weiterentwickelt werden sollen. Bei der Eingriffsplanung geht es in der Theorie nur darum, Werte zu ermitteln und erkannte Werte gegenüber potentiellen Verschlechterungen zu verteidigen, also Eingriffe zu vermeiden, oder bei unvermeidbaren Beeinträchtigungen die betroffenen Werte durch Kompensationsmaßnahmen zu erhalten. In der Praxis finden sich sehr unterschiedliche Ansätze, Maßnahmen und Maßnahmenumfang abzuleiten. Zu diesen kann der Zielartenansatz im Vergleich betrachtet werden. Eine aktuelle Auswertung von DIERBEN zur Kompensation von Eingriffen im kommunalen Bereich zeigt Tabelle 1.

Die Vorgehensweise zur Ableitung der Kompensationsmaßnahmen ist in solchen Planungen, entsprechend dem Ergebnis von Tabelle 1, oft kaum nachvollziehbar; ein inhaltliches Ziel für die Maßnahmen selten ausreichend beschrieben, Erfolg nicht kontrollierbar. Solches Vorgehen ist rechtswidrig und führt trotz klarer theoretischer Vorgabe der Eingriffsregelung zu Ergebnissen, die nicht geeignet sind, Werte des Naturschutzes zu erhalten. In planfeststellungspflichtigen Vorhaben ist die Planung insgesamt zwar besser als in Tabelle 1 ermittelt, jedoch ist neben unzureichender Herleitung die Gefahr, daß Maßnahmen nicht oder nicht ausreichend umgesetzt werden, extrem groß. So führt eine Untersuchung von SCHWONN (1998, i. Druck) für den vergleichsweise vorbildlichen Straßenbau hierzu aus:

"Die Auswertung der bundesweiten Umfrage bei den oberen und mittleren Straßenbaubehörden der Länder sowie die Auswertung einer vom Niedersächsischen Landesamt für Straßenbau bei den nachgeordneten Straßenbauämtern durchgeführten Umfrage zeigte deutliche Umsetzungs- und Regelungsdefizite auf. Dies gilt für die bauliche Herstellung von Kompensationsmaßnahmen, ihre weitere liegenschaftsmäßige Behandlung und dauerhafte Sicherung sowie die erforderliche Pflege der Maßnahmen. (...) Es liegen kaum verlässliche Erkenntnisse über die grundlegende Wirksamkeit bisher geplanter Maßnahmen vor, was die Frage aufwirft, inwieweit der LBP mit seinen Maßnahmen den gesetzlichen Anforderungen nach Ausgleich und Ersatz gerecht wird. (...) WERNICK kam [in einem von ihm untersuchten Fallbeispiel] zu dem Ergebnis, daß für die 27 Einzelmaßnahmen des Landschaftspflegerischen Begleitplanes die Herstellungserfüllung nur bei 48% der Maßnahmen erfolgte, während eine vollständige Erfüllung bei keiner einzigen Maßnahme erfüllt war."

Mit diesem Zitat soll keineswegs die Straßenbauverwaltung als besonders saumselig gerügt werden (denn, im Vergleich betrachtet, gehört diese zu den Eingriffsbehörden, die sich sehr stark engagieren, die Eingriffsregelung gewissenhaft zu beachten und die deshalb überhaupt erst kritikfähig wird), son-

Tabelle 1

Ermittlung des Eingriffs- und Kompensationsumfangs (Ergebnis einer Auswertung von Vorhaben im kommunalen Bereich; Gesamtzahl der untersuchten Beispiele: n = 62).

• Zustand und Entwicklungspotentiale der Eingriffsflächen	keine Angaben verfügbar
• Eingriffsart:	
– flächenhafte Überbauung	33 %
– Gewässer- und Uferausbau	19 %
– Aufspülungen/Aufschüttungen	17 %
– Straßenbau	16 %
– Sonstige	15 %
• Daten zum Zustand und zu Entwicklungspotentialen der Ausgleichsflächen:	
– Lebensräume, Struktur	55 %
– Flora, Einzelangaben	55 %
– Fauna, Einzelangaben	37 %
– Abiotische Ressourcen, Landschaftshaushalt, Entwicklungspotentiale, Landschaftsbild	keine Angaben verfügbar
• Nutzung zum Zeitpunkt der Ausweisung als Kompensationsfläche:	
– Grünland	43 %
– Acker/Ackerbrache	26 %
– Rohböden, Aufschüttungen	24 %
– Sonstige	7 %
• Erfolgte Sanierungsmaßnahmen	6 %
• Rechtliche Bindung als geschützter Lebensraum nach Naturschutzgesetz:	
– Vollständig	18 %
– Teilweise	28 %
• Belastung durch Abfälle	55 %
• Maßnahmenziele ¹ (Mehrfachnennungen):	
– Brache/ 'Sukzession'	47 %
– Gehölzpflanzungen	42 %
– Erhaltung/Entwicklung von Grünland	42 %
– Anlage von Gewässern	15 %
– Anlage von Magerrasen/Heiden	8 %
– Anlage von Knicks/Wallhecken	6 %
– Sonstige	15 %
• Aktuelle Beurteilung:	
– Kompensationsmaßnahme vollzogen	48 %
– Kompensationsmaßnahme (noch) nicht vollzogen	52 %
• Kontrolle des Kompensationserfolges findet statt	5 %
• Öffentlichkeitsarbeit findet statt	5 %
• Rechtliche Sicherung der Kompensationsflächen	keine Angaben verfügbar
• Beurteilung im Hinblick auf die Flächenentwicklung in bezug zu allgemeinen Zielen des Arten- und Biotopschutzes (nicht im Hinblick auf die unklärbare Ausgleichsfunktion):	
– Aufwertung absehbar	19 %
– Aufwertung nicht absehbar	81 %

¹ Die inhaltlichen Kompensationsziele ließen sich nicht ermitteln.

dern es soll der Bedarf verdeutlicht werden, prüfbar inhaltliche Ziele für Kompensationsmaßnahmen abzuleiten und Erfolgskontrollen einzufordern.

Aus Tabelle 1 ist ersichtlich, daß - einer aktuellen Mode folgend - überwiegend auf "Sukzession" als ökologisches Prinzip gesetzt wird. Ökologische Zusammenhänge und Gesetzmäßigkeiten zu beachten, ist zwar Voraussetzung für die Auswahl optimaler Verfahren, aber auf kleinen Flächen, umgeben von einer Kulturlandschaft, darauf zu vertrauen, daß es die Natur schon richten wird, ist, wie die Diskussion zu entscheidenden Steuergrößen für die Artenvielfalt in der Naturlandschaft (z.B. GERKEN & MEYER 1996) zeigt, illusorisch und der Bezug zu vom Eingriff betroffenen Schutzgütern oder zu übergeordneten Naturschutzzielen (meist) nicht vorhanden.

Zum Einsatz von Wertgleichungsverfahren

Ein inzwischen häufig angewandtes Verfahren ist die Herleitung von Kompensationsmaßnahmen über Wertgleichungsverfahren. Derartige Wertgleichungs- oder Biotopwertverfahren sind in der Praxis deshalb verbreitet, weil sie scheinbar objektiv sind, da verschiedene Bearbeiter mit vorgegebenen Werten bei Durchführung der Berechnungen vielfach zu ähnlichen Resultaten gelangen. Bei näherer Betrachtung erweisen sie sich jedoch sowohl vom mathematischen Vorgehen als auch bezüglich der daraus abgeleiteten Aussagen als unzulässig.

Ein anschauliches Beispiel gibt KARL (1994). Der Autor schildert eine Weiterentwicklung des hessischen Wertgleichungsverfahrens: Biotoptypen (Mittelhessens) werden in Anlehnung an AICHER & LEYSER (1991) dimensionslose Werte von 0,0 (wassergebundenes Pflaster) über 0,7 (Ackerbrache) oder 0,9 (Grünlandbrache) bis 2,5 (Hochmoor) zugeordnet. Mit diesen Werten, die geringfügig über Zusatzmerkmale wie Alter, Beeinträchtigungen etc. differenziert werden können, wird dann der Ausgleichsflächenbedarf berechnet:

Beispiel: Betrifft ein Eingriff 10ha intensiv genutzten Ackers, der einen Wert von 0,3 hat, und der zur Hälfte bebaut (Wert 0,0), zur andern Hälfte in Freiflächen (Wert 0,2) umgewandelt wird, so errechnet sich der Kompensationsflächenbedarf wie folgt:

1. Wertverlust = Wert nachher (5ha x 0,2 + 5 ha x 0,0) - Wert vorher (10 ha x 0,3) = - 2ha.
2. Der Ausgleich erfolgt durch die Umwandlung eines intensiv genutzten Ackers (Wert 0,3) in eine junge Streuobstwiese (Wert 0,8). Nach dem angewendeten Verfahren wird ein Wertzuwachs von 0,5 erzielt. Benötigt werden also für die Umwandlung in eine junge Streuobstwiese 4ha Ackerfläche (Wertänderung = 0 = -2 ha + 0,5 x 4 ha).

Dabei wird vorausgesetzt, eine kardinale Wertzuweisung sei für Ökosysteme auf Typusebene möglich. Eine solche Auffassung ist unzulässig. Zwar mag man sich rasch darauf einigen, daß etwa Hochmoor-Reste in Agrarlandschaften zu den besonders gefährdeten, nicht restituierbaren und mithin schutzbedürftigsten Lebensraumtypen zählen, aber es läßt

sich nicht nachvollziehbar belegen, daß Hochmoore den 3,57fachen Wert von Ackerbrachen oder den 1,25fachen Wert von thermophilen Eichenwäldern haben.

Eine Zuordnung von Biotopwerten auf der Typusebene ist falsch, weil konkrete Flächen definierter Biotoptypen abhängig von ihrer Geschichte, Größe, der Lage, der Nutzungsintensität und den standörtlichen Voraussetzungen eine sehr unterschiedliche Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz haben können. Eine Ackerbrache oder eine aufgelassene Kiesgrube können sowohl über viele Jahre hinweg artenreichen Beständen gefährdeter Pflanzen- und Tierarten von nationaler Bedeutung Lebensraum bieten, sie können sich aber auch zu Systemen mit von wenigen Ubiquisten dominierten Beständen entwickeln, denen keine besondere Bedeutung zukommt (vgl. KAULE 1991, Tab. 111).

Noch problematischer ist es, solche Skalierungen für arithmetische Ausgleichsflächenberechnungen heranzuziehen. Dies verführt, wie im obigen Beispiel angedeutet, zur Aufgabe des Konzeptes eines funktionalen Ausgleichs, und dies umso leichter, je abstrakter die Bewertungsverfahren sind.

Anzustrebendes Vorgehen bei der Beurteilung von Eingriffen

Die Eingriffsregelung fordert dagegen wert- und funktionsgleichen Ausgleich. Dazu sind zwei Fragen zu beantworten:

1. Was sind die wichtigen Schutzgüter?
2. Wie sind diese vom Eingriff betroffen?

Verabredungen über "Biotopwerte" oder Wissen zum Vorkommen von Biotopen im Wirkraum des Eingriffes sind alleine weder ausreichend um zu erkennen, welche wichtigen Schutzgüter tatsächlich betroffen sind, noch genügen diese Kenntnisse, um alle wichtigen Eingriffswirkungen abschätzen zu können. Denn die Wirkungen eines bestimmten Eingriffstyps sind nicht an jedem Ort bzw. Biotop gleichartig, sondern sie ergeben sich in wesentlichen Teilen aus der Reaktion (Empfindlichkeit) lokal vorhandener, jeweils verschiedener Akzeptoren, und die Bewertung der Wirkungen ergibt sich erst aus der Bedeutung dieser Akzeptoren für den Naturschutz. Für die Naturschutzplanung kann daraus ein generalisierbares Vorgehen abgeleitet werden, wie es in Abbildung 1 dargestellt ist: Aufgrund von Hypothesen und Erfahrungen wird zunächst der potentielle Wirkraum eines Eingriffes abgegrenzt (vgl. hierzu Beispiele in Abb. 2). In diesem Wirkraum müssen dann die real vorkommenden und potentiell betroffenen Wertelemente ermittelt werden. Das können seltene oder gefährdete Biotoptypen sein, in der Hauptsache aber schützenswerte und/oder schutzbedürftige Artenvorkommen (auch in solchen Biotoptypen, die nicht generell als besonders wertvoll eingestuft sind). Weil Biotope und Arten verschieden schutzbedürftig sind, muß eine Bestandsaufnahme dazu geeignet sein, mit großer Wahrscheinlichkeit alle besonders wertvollen Ele-

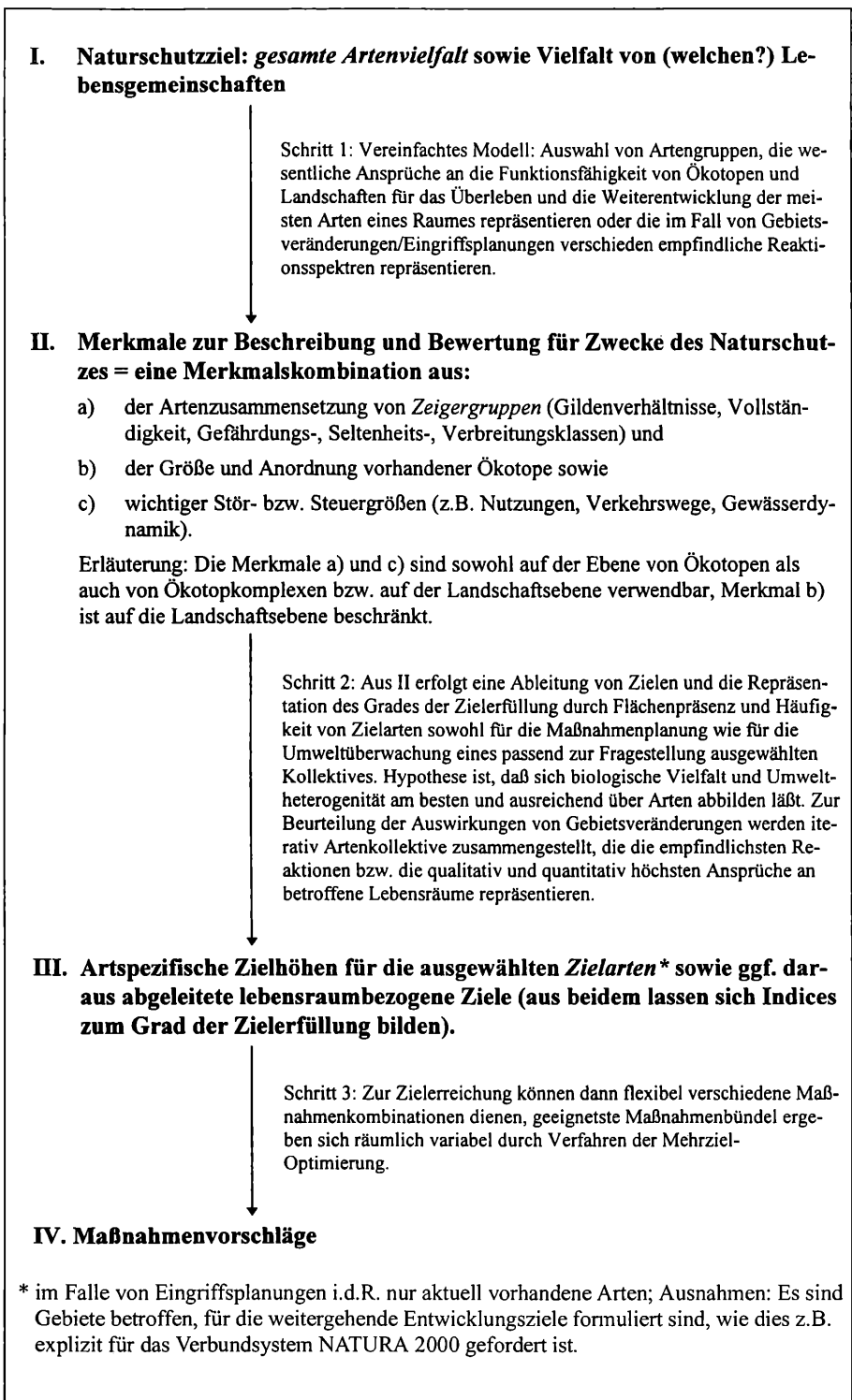


Abbildung 1

Prinzip der Ableitung von Beobachtungsgrößen und Zielarten.

mente oder Eigenschaften abzubilden (Schritt 1 in Abb. 1). Die Auswahl von Zielarten erfolgt erst im nächsten Schritt: Welche Auswahl der schützenswerten Arten sind betroffen und zudem geeignet, die Lebensansprüche aller wertgebenden Arten sowie die wertvollen Biotopso zu repräsentieren, daß Maßnahmen zu ihrer Erhaltung dazu führen, daß insgesamt keine erhebliche Beeinträchtigung ver-

bleibt. Am Beispiel einer aktuellen Autobahnplanung, bei der hier aus der Auswahl von Abbildung 2 nur drei Wirkgrößen besprochen werden sollen (a - Lebensraumüberbauung, b -Verlärmung und c -Zerschneidung), kann die Frage beantwortet werden, warum artbezogene Betrachtungen unersetzbar sind. Auf der Akzeptorenseite werden dabei im folgenden nur Einzelbeispiele herausgegriffen.

0 10 50 100 1000 2000 Meter

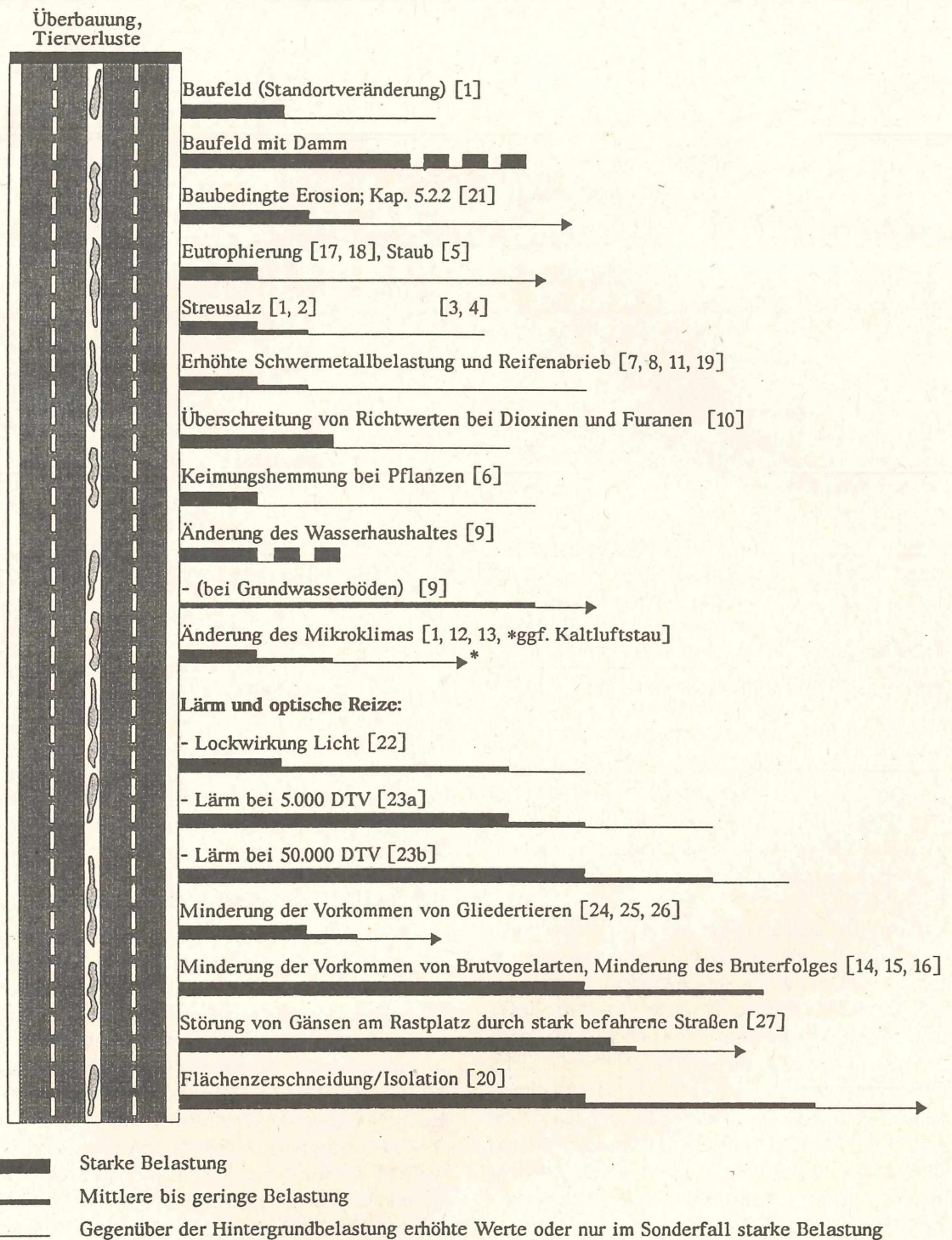


Abbildung 2

Reichweite straßenbedingter Wirkungen auf die Lebensräume von Pflanzen und Tieren (Auswahl; Quellenangaben in eckigen Klammern s. RECK & KAULE 1993).

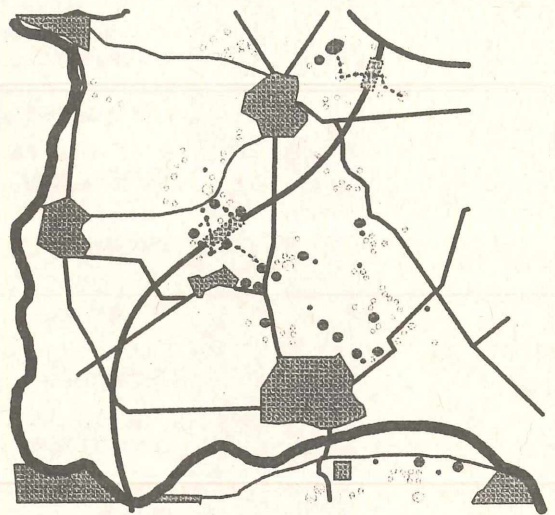
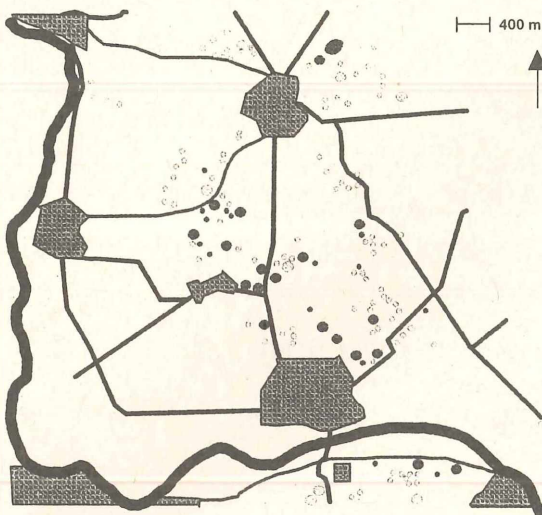
a) Beispiel zur Wirkgröße Lebensraumüberbauung

Im Beispielgebiet (vgl. Abb. 3) soll eine Autobahn in einer niederschlagsarmen Agrarlandschaft Ostdeutschlands gebaut werden, die geprägt ist von

großen, ackerbaulich genutzten Parzellen, Ortschaften mit wenig befahrenen kleinen Straßen und saumreichen Feldwegen sowie einer großen Zahl kleiner, von den Nutzflächen umschlossener Trockenbiotop auf Porphyrkuppen, die zusammen und

Aktuelle Bestandssituation einer möglichen Zielorientierten Indikatorart

Planungsszenario: Wie wirken zusätzliche Isolation (neue Straße) und verschiedene Varianten von Verbundsystemen?



Legende: ○ potentielle Kernhabitate von *Stenobothrus stigmaticus* (nach APPELT & WALLASCHEK)
 ● besetzt ○ aktuell nicht besetzt — Saale — Siedlung/Straße — Lebensraumkorridor

Abbildung 3

Praxisbeispiel Straßenbau (schematisch).

im Verbund mit anschließenden, etwas größeren Magerrasenflächen eine bundesweit einzigartig reiche Zönose mit seltenen und gefährdeten Arten aufweisen. Abgesehen von der besonderen Bedeutung ist es eine typische Situation für den Bau neuer Umgehungsstraßen. Die Beurteilung der Lebensraumverluste scheint dabei noch ohne Betrachtung von Zielarten möglich zu sein. Durch optimale Variantenwahl ist nur ein verschwindend kleiner Anteil (kleiner als 1%) der besonders schutzbedürftigen Trockenbiotope betroffen (Lebensräume nach FFH-Richtlinie bzw. nach § 20 c BNatSchG oder § 30 NatSchG des Landes Sachsen-Anhalt). Der überbaute Lebensraumtyp ist nach gängigen Katalogen (z.B. KAULE & SCHÖBER 1985) innerhalb vergleichsweise kurzer Zeiträume wiederherstellbar (Verluste der als Lebensraum im Untersuchungsgebiet für eine hohe Zahl bundesweit gefährdeter Arten durchaus relevanten Ackerflächen werden in der hier stark verkürzten Darstellung nicht weiter besprochen). Als Frage verbleibt: Ist der Ausgleich erreicht, wenn der Typus wiederhergestellt ist oder erst dann, wenn sich ähnlich viele und ähnlich schutzbedürftige Arten angesiedelt haben. Letzteres ist nur über die Anwesenheit von entsprechend anspruchsvollen Zeigerarten (also Zielarten der Maßnahme) abschätzbar. Als weitere Frage verbleibt: Welche Bedeutung hat der Einzelbiotop als Trittstein, besteht ein Risiko, daß Minimalareale

unterschritten werden? Eine solche Abschätzung ist nur möglich, wenn geprüft wird, ob habitatspezifische Arten mit hohem Flächenanspruch vorkommen.

b) Beispiel zur Wirkgröße Verlärmung

Die Bewertung der Lärmwirkung ist ohne Betrachtung von Zielarten nicht möglich. Lärmempfindliche Arten sind in weiten Bändern (gegenüber der Fläche überbauter Lebensräume bei viel und schnell befahrenen Straßen auf mehr als dem ca. 20- bis 60-fachen Areal) von Fahrgeräuschen beeinträchtigt. Für Vögel sind Näherungswerte bekannt: Bei den in der Untersuchung von REIJNEN ET AL. (1997) berücksichtigten über 50 Vogelarten reagierten 70% der Arten mit deutlicher Dichtereduktion im verkehrsbedingten Lärmband. Bis etwa 36dB(A) sind negative Auswirkungen beobachtbar, im Band bis 47dB(A) sind durchschnittlich 30% Dichtereduktion (bei erheblichen artspezifischen Unterschieden) feststellbar. Im lauten Bereich bis etwa 59dB(A) ist die Lebensraumqualität für Vögel etwa um 40 - 80% vermindert (genauere Angaben s. FOPPEN & REIJNEN 1994; ILLNER 1992; KELLER 1991; REIJNEN & FOPPEN 1994, 1995; REIJNEN ET AL. 1995, 1997; STRAILE 1991; ZANDE ET AL. 1980).

Weil naturschutzrelevante Vogelarten im Beispielgebiet sowohl in den Magerrasenbiotopen i.w.S. als

auch in den Äckern und im Übergangsbereich der beiden Lebensräume vorkommen, kann der Eingriff erst dann bewertet werden, wenn bekannt ist, welche besonders schutzbedürftigen Arten negativ betroffen sind und ob nach Vermeidungsmaßnahmen als Ausgleich (artspezifische) Habitatstrukturen z.B. in verarmten, aber nicht verlärmten Flächen geschaffen werden können (im Lärmband bis 59dB (A) der neuen Straße im Beispielgebiet [Abb. 3] liegen nach der Kartierung von STEINER [unveröff.] etwa 80 Reviere der schutzbedürftigen Arten Raubwürger, Rebhuhn, Wachtel, Neuntöter, Braunkehlchen, Schafstelze und Grauammer; im Band bis 47dB(A) kommen Sperbergrasmücke, Schwarzkehlchen und Wendehals hinzu; für Arten wie Feldlerche oder Goldammer wurde keine quantitative Kartierung durchgeführt). Dann ist zu prüfen, ob potentiell andere "wichtige" Arten ebenfalls negativ betroffen sein könnten, die evtl. nicht von diesen Maßnahmen profitieren.

c) Beispiel zum Wirkfaktor Zerschneidung

Wirkungen der Lebensraumzerschneidung (Lebensraumverkleinerung, Isolation von Teilhabitaten und Teilpopulationen) können ebenfalls nur artorientiert bewertet werden. Weil manche Minderungsmaßnahmen, wie der Bau von Grünbrücken, hohe Kosten verursachen (60.000 – 100.000DM oder mehr je Meter in Fahrtrichtung überbauter Straße), müssen Aufwand und Nutzen genauer analysiert werden, um beurteilen zu können, ob sie in einem angemessenen Verhältnis zueinander stehen. Pauschalvorschläge, die "Habitat- und Populationsverbund" in jedem Fall garantieren, sind ebenso wie pauschal überproportional große Ausgleichsflächen weder finanzierbar noch rechtlich durchsetzbar. Ob potentielle Gefährdungen vorliegen, ist zunächst aus dem Wissen um die Lebensraumgrößen und -verteilungen und um die Artenvorkommen im Wirkraum abschätzbar. Wenn dann Maßnahmen erforderlich scheinen, ist zur Prüfung von Umfang und Verhältnismäßigkeit darzustellen, wie wichtig die Artvorkommen sind, d.h. welche Schutzpriorität sie haben oder ob es Schlüsselarten zur Erhaltung der schutzbedürftigen Zönosen sind (siehe Block II. bei der Auswahl von Zielarten in Abb. 1). Dann ist zu prüfen, welche der Arten tatsächlich erheblich betroffen sind und welche die höchsten Ansprüche an den Maßnahmen Erfolg haben (Schritt 2 der Zielartenauswahl nach Abb. 1). Zur Abschätzung des Maßnahmenbedarfs sind Orientierungswerte vorhanden (zu Grünbrücken z.B. PFISTER ET AL. 1998). Zu Mindestarealen divergieren die Angaben noch erheblich, je nachdem wie sehr Effekte zufälliger Schwankungen der Umweltbedingungen berücksichtigt werden.

Im hier vorgestellten Fallbeispiel werden Aktionsräume und Populationen von Großsäugern, Fledermäusen und Amphibien zerschnitten, für die in relevantem Ausmaß (nach Ermittlung der wichtigsten Bewegungskorridore) geeignete Maßnahmen jedoch aufgrund von Pauschalwerten geplant werden,

die hier nicht weiter besprochen werden sollen. Wegen der extremen Aufteilung der Arten der trockenen Sonderstandorte (für eine Beispielart s. Abb. 3) in zahlreiche kleine Lebensräume und Populationen, ist für diese Arten eine genauere Analyse erforderlich. Zwei Arbeitshypothesen sind bedeutsam:

1. Viele der betroffenen Arten der Trockenstandorte (flugunfähige Wirbellose) kommen als Metapopulation vor. Die Teilpopulationen erlöschen in einzelnen Habitatinseln häufig aber zeitversetzt; parallel dazu finden Wiederbesiedlungsprozesse statt. Möglicherweise überleben diese Populationen nicht aufgrund einer oder weniger stabiler Hauptlebensräume, sondern aufgrund der insgesamt großen Zahl von Lebensräumen, von denen zwar keiner alleine ausreichende Stabilität gewährleistet, die aber als Komplex das Überleben sichern. Gestützt wird diese Hypothese durch die vorhandenen Verteilungsmuster der Artenpräsenz auf den verschiedenen Habitatinseln.
2. Der Individuenaustausch zwischen den Habitatinseln ist ungleichmäßig. In "Normaljahren" kann eventuell ein Austausch zwischen eng benachbarten Inseln stattfinden, z.T. auch entlang von Saumstrukturen, aber in Ausnahmejahren eignen sich auch die Gesamtfläche oder große Flächenanteile zwischen den Inseln für diese Arten (als Imaginallebensraum, z.T. auch als Fortpflanzungslebensraum). In solchen Jahren wird der "Vorrat" auf den verschiedenen Inseln wieder aufgefüllt. Diese Jahre können Jahre mit besonderer Nutzung oder mit besonderer Witterung sein (Jahre mit hohem Bracheanteil, Jahre mit hohem Anteil an Graseinsaat und gleichzeitig großer Dürre etc.). Die Hypothese wird vor Ort durch Beobachtungen zum Einwandern/Auftreten von Arten der Trockenlebensräume in Stillgelegungsflächen gestützt.

Gleichzeitig sind zumindest für flugunfähige, tagaktive Arten vielbefahrene Straßen nahezu unüberwindbare Hindernisse.

Genauere Untersuchungen und Prognosemodelle für die Planung müssen durchgeführt werden,

weil der Individuenaustausch im Gebiet über die Gesamtfläche (weniger an einzelnen Schwerpunkten) stattfinden könnte,

weil der Lebensraumkomplex zentral zerschnitten wird,

weil europaweit bedeutsame, einmalige Lebensgemeinschaften betroffen sind und deshalb ein eingriffsbedingtes Risiko des Erlöschens von Populationen der Arten dieser Zönosen ausgeschlossen werden muß,

weil nicht bekannt ist, wie groß der Austausch zwischen den Gebieten sein muß,

weil bestimmte Verbundmaßnahmen (Grünbrücken) sehr aufwendig sind,

und weil Ergänzungslebensräume nur in geringem Umfang sicher herstellbar sind.

Aus gängigen Verfahren wie "Species-Richness-Modellen" (Biotop-Artenzahl-Relationen), "Landscape-Ecological-Pattern-Modellen" (Vielfalts-Indizes) und "Single-Species-Modellen" kommt für die Fragestellung der sicheren Vermeidung der isolationsbedingten Gefährdung nur letzteres in Frage. Nur über prognostische Populationsmodelle (vgl. die Beiträge von HEIDENREICH und SACHTELEBEN in diesem Band) können unterschiedliche Ausgleichs- und Vermeidungsszenarien bewertet werden. Gesucht wird dabei die kostengünstigste und nachhaltigste Variante aus Querungshilfen über die Straße und zusätzlichem Lebensraumverbund.

Derartige Modelle sind vergleichsweise aufwendig. Es ist also nötig, den Satz von zielorientierten (anspruchsvollsten/empfindlichsten) Zeigerarten auf ein Minimum zu begrenzen. Vorwissen zur Ökologie solcher Arten ist erforderlich, weil Grundlagenforschung keine Aufgabe im Rahmen von Planungen ist (Ausnahmen: besonders einzigartige, hochwertige Schutzgüter und verbleibende große Unsicherheiten über die Auswirkungen eines Vorhabens, für das keine Alternative denkbar ist).

Eine eng begrenzte Auswahl von Zielarten ist also Voraussetzung für diese Prüfung (wenn dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entsprochen werden soll). Die Kriterien sind hier neben dem i.d.R. erforderlichen Wissen um ökologische Ansprüche die Repräsentanz der verschiedenen Extreme der betroffenen Lebensräume (z.B. keine Flugfähigkeit aber aktive Ausbreitung; Ausbreitungsfähigkeit so gering, daß vielbefahrene Straßen, nicht aber die Feldflur eine Ausbreitung verhindern; Ausbreitungsfähigkeit so groß, daß ohne Straße innerhalb planungsrelevanter Zeiträume ein regelmäßiger Austausch zwischen den Teilpopulationen stattfindet; Individuendichte so gering, daß isolierte Teilpopulationen von Inseln eine geringe Stabilität aufweisen; und - obwohl es sich lediglich um Modellorganismen handelt - sollten die Arten aus Akzeptanzgründen überwiegend schutzbedürftig sein).

Damit können aus dem in wesentlichen Teilen bekannten Artenspektrum die Modellorganismen (= planerische Leitarten, Zielarten) ausgesucht werden, auf deren Ansprüchen und Fähigkeiten die weitere Planung begründet wird. Dann wird die Verbreitung dieser Arten im Gebiet kartiert und eine Modellierung zur Austausch- und Populationsdynamik durchgeführt.

Exkurs: Kriterien zur Auswahl von potentiellen Zielarten (Schutzprioritäten) und von Zielartenkollektiven (Repräsentanz der Ansprüche des Arten- und Biotopschutzes)

Nach den bisherigen Kapiteln sind verschiedene Gruppen von Auswahlkriterien bzw. Auswahlritten erkennbar: Gruppe 1 sind Kriterien zur naturschutzfachlichen Bedeutung bzw. "Wichtigkeit" und/oder: Kriterien zur Ableitung von Schutzbedürftigkeit und Schutzpriorität. Diese betreffen

- die *Schutzverantwortung* (Endemismus, relative Häufigkeit in verschiedenen Naturräumen des Verbreitungsgebietes/Chorologieindex, biogeographisch wichtige Vorkommen, besondere Schutzeignung bestimmter Räume);
- den *Schutzbedarf* (Gefährdung im Bezugsraum und in übergeordneten Raumeinheiten) und
- die *Seltenheit* (Arten, von denen aktuell und ehemals wenige Vorkommen in einem Bezugsraum bekannt sind, die aber - soweit abschätzbar - historisch weit zurückreichend dauerhafte Vorkommen hatten).

Je nach Ausprägung von Verbreitung, Gefährdung und Seltenheit können raumbezogene Schutzprioritäten abgeleitet werden: z.B. europa-, bundes-, landesweit, naturräumlich, lokal besonders bedeutsam oder schutzbedürftig. Besonders wichtig sind hier auch Schlüsselfunktionen von Arten, die aber bei der nächsten Kriteriengruppe behandelt werden.

Gruppe 2 sind Kriterien, die nach der Abhängigkeit dieser Arten von spezifischen Lebensvoraussetzungen fragen bzw. Kriterien, die darauf abzielen, Repräsentanten verschiedener Anspruchstypen und Empfindlichkeiten zu identifizieren (Zeigerfunktion), d.h. die Arten sollen im Set alle Lebensraumtypen und -kombinationen, verschiedene Flächenansprüche (Lebensraumgröße), verschiedene Besiedlungsstrategien bzw. verschiedenes Ausbreitungsverhalten (Biotoptradition, Lebensraumdynamik, Barrieren, Biotopverbund) und verschiedene Nahrungsquellen und Straten (Lebensraumqualität, Ressourcen) repräsentieren. Schlüsselarten im Sinne von landschaftsgestaltenden Habitatbildnern sollten dabei gesondert berücksichtigt werden (diese Funktion ist aber von der Dichte [bei Großherbivoren] oder von Massenvermehrungen [z.B. bei Wirbellosen] abhängig).

Aber auch die Lebensraumpotentiale im Bezugsgebiet (z.B. die Schutzzeignung im Vergleich zu Nachbargebieten) müssen bei der Auswahl der Arten und der jeweiligen Zielhöhe abgeschätzt werden. Weil Arten der Roten Liste (Gefährdungsgrad) naturgemäß besonders empfindlich auf derzeit vorherrschende Umweltveränderungen reagieren und oft besonders hohe Ansprüche repräsentieren, sind im Artenspektrum der "wichtigen" Arten i.d.R. alle Anspruchstypen vorhanden.

Der dritte Schritt, der der Auswahl derjenigen Zielarten dient, die als "planerische Leitarten" fungieren sollen (zielorientierte Indikatorarten), ist weniger eindeutig. Wegen der iterativen Vorgehensweise ist das Ergebnis abhängig von den zuerst ausgewählten Zielarten: Zuerst wird eine Auswahl prioritärer Arten, die nach Hauptanspruchstypen und nach den unten genannten Hilfskriterien und Bedingungen getroffen wurde, zusammengestellt; dann wird abgeschätzt, ob und welche zusätzlichen Ansprüche noch repräsentiert werden müssen und ob eine hohe Wahrscheinlichkeit besteht, daß bei erfolgreichem Schutz dieser Arten weitere Arten der Ziellebensgemeinschaften gefährdet sein könnten. Das bedeutet, daß verschiedene Kollektive

von Zielorientierten Indikatorarten letztlich dieselben Schutzziele repräsentieren können.

Eine weitere Gruppe von (Hilfs-)Kriterien kann herangezogen werden, um eine Hierarchisierung und Optimierung innerhalb des geschilderten Auswahlverfahrens zu erhalten. Wenn das Schutzziel ähnlich gut von einer populären Art wie von einer weniger populären repräsentiert wird oder von einer besonders leicht erfassbaren Art, ist es vorteilhaft, solche Arten zu wählen.

Hilfskriterien sind: Erfäßbarkeit, Determinierbarkeit, Attraktivität, Popularität.

Bedingende Kriterien sind gute, verfügbare Kenntnisse zur Ökologie, zur Verbreitung und zur Bestandsentwicklung (aussagekräftige Rote Listen) der Arten. Das bedeutet, daß auf eine strenge Hierarchie (Ausschlußkriterien anhand der Erfüllung von Einzelkriterien) bei der Zusammenstellung von Zielartenkollektiven zugunsten von iterativen Optimierungsverfahren (positive "Oder"-Kriterien) verzichtet werden sollte. Im Ergebnis können verschiedene (aber nicht beliebige und vermutlich nur in Teilen voneinander abweichende) Kombinationen von Zielartenkollektiven ein Schutzziel gleich gut abbilden. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg wurden aus verschiedenen Artengruppen (Flechten, Moose, Gefäßpflanzen, Säugetiere, Vögel, Reptilien und Amphibien, Fische, Neunaugen und Flußkrebse, Libellen, Heuschrecken, Tagfalter und Widderchen, Wildbienen, Sandlaufkäfer und Laufkäfer, Holzkäfer, Schnecken und Muscheln) 1.700 Zielarten, sogenannte (= wichtige Arten) ermittelt. Davon sind für 450 Arten lokal Sofortmaßnahmen notwendig. Für die Planung der Landschaftsentwicklung konnte aus den 1.700 wichtigen Arten eine Reduktion auf rund 300 zielorientierte Indikatorarten erreicht werden, eine bezogen auf die Größe (33.000 km²), Lebensraumvielfalt und Naturraumvielfalt Baden-Württembergs leicht überschaubare Auswahl. Hinzu kommen Anforderungen an den Schutz der Standorte sehr seltener Arten und Auswahllisten für die flächendeckenden Mindeststandards.

4. Naturschutzplanung - das Beispiel der Fauna im Wurzacher Ried

(unter Verwendung von Textbeiträgen der ARGE Wurzacher Ried, insbesondere von M. BUCHWEITZ und G. HERMANN)

Das Fallbeispiel Wurzacher Ried ist ausführlich in BÖCKER (1997) dokumentiert. Einzelne Auszüge zur Fauna sollen hier die Bedeutung und Anwendung von Zielartenkonzepten bei (der Erfolgskontrolle von) Pflege- und Entwicklungsplanungen (PEPL) illustrieren.

Lebensraumeigenschaften und Artenvielfalt

Das oberschwäbische Wurzacher Ried ist ein einzigartiger Lebensraumkomplex. Es ist Mitteleuropas größtes Hochmoorrefugium und enthält eine

große Vielfalt sowie eine ununterbrochene Zonation genutzter und ungenutzter moortypischer Lebensräume. Generell gilt: Je größer ein Lebensraum ist, umso artenreicher ist seine biotoptypische Fauna; je vielfältiger ein Lebensraumkomplex ist, umso mehr Arten insgesamt weist er auf; vor allem aber hat er zusätzliche Qualitäten! Denn nur ein Komplex kann Arten beherbergen, die obligate "Mehr-Biotopbewohner" sind (z.B. BEGON ET AL. 1991).

Wachsende, intakte Moore gehören in der BR-Deutschland zu den gefährdetsten Biotopen (RIECKEN ET AL. 1994). Weil eine Voraussetzung für das Überleben von Tierarten in freier Natur intakte Lebensräume sind, müßte der Schutz des Wurzacher Moores (nicht spezieller Arten, Zönosen oder Habitate, die im PEPL deshalb zugunsten eines prozeßorientierten Naturschutzes ausdrücklich nicht mit speziellen Maßnahmen bedacht sind), d.h. die Rücknahme bisheriger Belastungen und anthropogener Nutzungen und die Ermöglichung der natürlichen Entwicklung genügen, um die laut Schutzzweck "artenreiche, charakteristische und in dieser Vielfalt sehr selten gewordene Tierwelt zu erhalten und zu optimieren" (§ 3 der Schutzgebietsverordnung). Eine Erfolgskontrolle muß dies ausreichend repräsentativ überprüfen. Aber eine solche ist nur zielorientiert möglich (wird das formulierte Schutzziel erreicht?). Als Voraussetzung muß das Schutzziel meßbar definiert und die Schutzgüter müssen benannt sein. Die Verantwortung liegt also in erheblichem Maße bei der Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes bzw. der Bewertung des Gebietes: Wurden die wertgebenden Parameter und Eigenschaften erfaßt bzw. erkannt und wie wurden sie gewichtet? Genügt es z.B., via Fernerkundung "patchiness" zu messen und den Erfolg über Vielfaltsindizes zu bewerten?

Prioritäre Ziele

Wegen ihres mitunter sehr hohen Flächenanspruches, wegen der Abhängigkeit vieler Arten von verschiedenen, räumlich getrennten Habitatbausteinen sind Tierpopulationen unverzichtbare, hoch integrierende Indikatoren, wenn die Funktionsfähigkeit von Lebensräumen bzw. der Erfolg von Lebensraum- oder Ökosystemschutz geprüft werden soll. Die Mobilität und der Flächenanspruch mancher dieser Arten ist so groß, daß innerhalb einer dynamischen Entwicklung der gesamte Raum oder große Teile des hier behandelten 15km² großen Naturschutzgebietes von ihnen genutzt werden kann oder muß!

Im Sukzessionsverlauf verändern sich die Lebensräume der Arten, und ihre Habitate können immer wieder an verschiedenen Orten lokalisiert sein. Da die wenigsten Arten zu kurzfristigen großräumigen Ortsbewegungen zwischen oberschwäbischen Mooren in der Lage sind, müssen geeignete Habitate - zumindest der moorgebundenen und in der Region seltenen Arten stetig innerhalb des Wurzacher Riedes vorhanden sein, wenn sie erhalten werden sollen. Ihre Populationen sind nur bei intakten Lebensräumen und intakter Lebensraumdynamik (z.B.

Störstellenbesiedler) überlebensfähig. Solche Arten spiegeln wegen ihres beschränkten Aktivitätsbereichs die Funktionsfähigkeit des gesamten Wurzacher Riedes für vergleichbare Anspruchstypen wider. Wichtig ist also, daß nicht so sehr das einzelne Habitat in einem bestimmten Bereich im Mittelpunkt der Betrachtung stehen kann, sondern der Erhalt der Populationen betrachtet werden muß, deren Habitate immer wieder an verschiedenen Orten sein können. Dies erweitert und dynamisiert die Möglichkeiten der Naturschutzpraxis, so daß nicht mehr wie bisher ein Einzelflächenmanagement mit betonter und oft nicht zielführender Konservierung erforderlich ist. Aber es vereinfacht den Naturschutz nicht, denn die Flächendynamik, die zwangsläufig das ständige Werden und Vergehen lokaler Artenvorkommen zur Folge hat, darf insgesamt die Anpassungskapazität von Populationen nicht überfordern.

Die einzigen objektivierbaren, direkten Maßeinheiten bzw. Bewertungskriterien und Zielgegenstände gerade auch für prozeßorientierten Biotopschutz sind Artenvorkommen und die (Lebensraum-)Ansprüche der Populationen gewollter oder vorhandener Arten. Diese waren im Beispielgebiet jedoch bei der Formulierung des Pflege- und Entwicklungsplanes für die Fauna nur fragmentarisch bekannt. Für die Erfolgskontrolle mußten also zuerst faunistische Grundaufnahmen erfolgen und Ziele genauer definiert werden. Dann erst konnten Indikatoren (z.B. eine Kombination aus strukturellen Parametern und Artenvorkommen bzw. zielorientierten Indikatorarten; vgl. auch SRU 1994) ermittelt werden, die geeignet sind, die Zielerreichung zu repräsentieren. Eine wichtige Voraussetzung zur Zieldefinition ist die Kenntnis überregionaler Schutzerfordernisse. Sie ist erfüllt durch qualifizierte überregionale Rote Listen gefährdeter Arten, Definitionen der Europäischen Gemeinschaften und für landesweite Zielsetzungen in Baden-Württemberg durch das Vorliegen regionalisierter Schutzprioritäten im Zielartenkonzept des Landes. Die notwendige lokale Anpassung erfolgt über die Spezifizierung des Schutzzieles entsprechend der Schutzverordnung und über die Prüfung der Schutzeignung des Gebietes (sind die standörtlichen Voraussetzungen für die Erhaltung bestimmter schutzbedürftiger Arten und Artengemeinschaften vorhanden, gibt es in Oberschwaben günstigere oder zahlreiche Standortsalternativen mit ausreichendem Besiedlungspotential außerhalb des Wurzacher Riedes?).

Für die Erfolgskontrolle wird daher folgendes Ziel formuliert: *Prioritäres Ziel ist die Erhaltung der standorthemischen Arten des Wurzacher Riedes, insbesondere der überregional gefährdeten, (regional) moortypischen oder moorgebundenen Arten. Bereits erloschene Moorarten sollen sich wieder ansiedeln können.*

Die nachhaltige Sicherung der Arten sollte

möglichst innerhalb natürlicher Lebensraumprozesse (Schwerpunkt: Kernzone)

oder innerhalb naturschutzgerechter Landnutzung bzw. (im Ausnahmefall) mit geringst notwendigem Pflegeaufwand (Schwerpunkt Pflegezone)

oder in der an das Moor anschließenden land- und forstwirtschaftlichen Nutzung

erreicht werden.

Einschränkungen sind für Arten gegeben, die zwar für den Moorkomplex Wurzacher Ried typisch sind, dort aber wegen ihres hohen Flächenanspruches nur kleine Teilpopulationen ausbilden können. Auch wenn diese Arten nicht als stabile Populationen im Wurzacher Ried erhalten werden können, ist die Schutzverantwortung dennoch groß, denn diese Arten müssen vielerorts geschützt werden, um im Land existieren zu können. Bei überregional stark gefährdeten Arten kann jedes Vorkommen, jeder potentiell geeignete Lebensraum wichtig sein.

Unter der o.g. Zielprämisse lassen sich Schutzprioritäten für die Arten des Wurzacher Riedes finden und der Handlungsbedarf ableiten.

Definition von Schutzprioritäten

- *I. Schutzpriorität im Wurzacher Ried haben* Arten, die im übergeordneten Raumsystem, im Zielartenkonzept Baden-Württemberg als Landesarten (= landesweit höchste Schutzpriorität inkl. der Artenvorkommen von gesamtstaatlicher oder EU-weiter Bedeutung) eingestuft sind und die für einen oder mehrere moortypische Lebensräume charakteristisch sind.
- *II. Schutzpriorität im Wurzacher Ried haben* Arten, die im Zielartenkonzept Baden-Württemberg als Naturraumarten (= landesweit 2. Schutzpriorität) eingestuft sind und die für einen oder mehrere moortypische Lebensräume charakteristisch sind.

Die Einstufung der Schutzpriorität (Wichtigkeit) ist unabhängig von der aktuellen Bestandssituation im Wurzacher Ried. Demzufolge kann auch für erloschene Arten oder für Arten, die im Wurzacher Ried massenhaft vorkommen, eine hohe bis sehr hohe Schutzpriorität bestehen.

Handlungsbedarf (Dringlichkeit) leitet sich erst aus der Verknüpfung von Schutzpriorität und der Gefährdung im Wurzacher Ried unter der anfangs genannten, am Schutzzweck orientierten Zielprämisse ab.

Zur Bedeutung des Wurzacher Riedes für Moorarten

Das Wurzacher Ried hat besondere Bedeutung für die Erhaltung der Moorarten Baden-Württembergs. Von den untersuchten Artengruppen haben die Vorkommen von 10 Arten gesamtstaatliche Bedeutung (davon sind bereits 3 Arten erloschen und von 2 weiteren ist der Fortbestand im Wurzacher Ried gefährdet). Eine dieser Arten, der weltweit gefährdete Wachtelkönig, hat im Wurzacher Ried sein zweitgrößtes Vorkommen in Baden-Württemberg; die Vorkommen des Hochmoor-Glanzflachläufers (*Agonum ericeti*) dürften die bundesweit größten

Tabelle 2

Nachgewiesene bodenständige sowie erloschene Arten und Rote-Liste-Status der aktuell nachgewiesenen Arten im Überblick.

Artengruppe	Artenzahl insgesamt	erloschen bzw. mit hoher Wahrscheinlichkeit erloschen	Status unklar	Rest	davon sind in der aktuellen landesweiten Roten Liste in den jeweiligen Kategorien genannt									Σ RL-Arten	akut vom Erlöschen bedroht
					0	1	2	3	4	5	V				
Libellen	52	6	4	44(4)	0	8	9	10	-	-	-	27 (61%)	-		
Heuschrecken	25	1	0	24	0	0	2	4	-	-	5	11 (46%)	1		
Tagfalter und Widderchen	61	4	3	54	0	0	8	8			9	25 (46%)	3		
Laufkäfer	88	0	0	88	0	0	11	7	-	-	9	26 (30%)	-		
Brutvögel	114	13	8	93	0	5	5	7			16	33 (35%)	-		
aquatische Makroinvertebraten															
Käfer	102	0	0	98	0	1	-	7	-	-	2	10 (10%)	-		
Köcherfliegen	94	1	1	93	0	2	1	9	6	-	-	18 (19%)	-		
Mollusken	26	0	0	26	0	1	2	4	-	-	4	11 (42%)	-		

Artenzahl insgesamt: Zahl der insgesamt im WR nachgewiesenen Arten (inkl. erloschene)

Erloschen bzw. mit hoher Wahrscheinlichkeit erloschen: Arten, die im Wurzacher Ried erloschen bzw. mit hoher Wahrscheinlichkeit erloschen sind, wie z.B. Birkhuhn, Ziegenmelker oder Abbiß-Schneckenfalter (*Eurodryas aurinia*)

Rest: Insgesamt nachgewiesene Arten abzüglich der erloschenen/mit hoher Wahrscheinlichkeit erloschenen und der Arten mit unklarem Status sowie von „Gästen“ (nur bei Libellen, n = 4)

0: ausgestorben/verschollen 4: potentiell gefährdet (nur bei Köcherfliegen)

1: vom Aussterben bedroht 5: schonungsbedürftig (nur bei Vögeln)

2: stark gefährdet

3: gefährdet V: Art der Vorwarnliste (nur bei Heuschrecken, Tagfaltern und Widderchen, Käfern sowie Mollusken)

-: keine Kategorie der zugrundegelegten Roten Liste

Σ **RL-Arten:** Summe der Rote-Liste-Arten insgesamt und in % der aktuell vorkommenden Arten (Rest)

Akut vom Erlöschen bedroht: Arten, die im Wurzacher Ried vor dem Erlöschen stehen wie z.B. Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*)

sein; bedeutend ist das vom Erlöschen bedrohte Vorkommen des Wald-Wiesenvögelchens (*Coenonympha hero*) und der Zwerglibelle (*Nehalennia speciosa*), für die Baden-Württemberg aufgrund ihrer Gesamtverbreitung in der BRD besondere Schutzverantwortung hat. Mit Ausnahme des landesweit ausgestorbenen Heide-Laufkäfers (*Carabus nitens*) sind aktuell nur hier alle in Baden-Württemberg bekannten moorgebundenen Laufkäferarten nachgewiesen. Bei den Libellen leben 4 der 6 in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohten Hoch- und Zwischenmoorarten im Wurzacher Ried. Für an Hochmoore gebundene, aber im Vergleich zu den anderen Arten weniger häufig untersuchte Köcherfliegen stellt das Wurzacher Ried oft das einzige nachgewiesene Vorkommen in Baden-Württemberg dar. Auch besitzt das Wurzacher Ried für das Bezugsgebiet Baden-Württemberg ein bedeutendes Kreuzottervorkommen sowie für Oberschwaben ein wichtiges Vorkommen des Moorfrosches.

Negative Veränderungen lassen sich bei allen Artengruppen feststellen, von denen ältere Daten vorhanden sind (vgl. Tabelle 2): Bei den Vögeln sind bereits 13 moortypische Arten erloschen, bei den Tagfaltern ist mit großer Wahrscheinlichkeit eine moortypische Art erloschen; weitere moortypische oder moorgebundene Arten (z.B. Großes Wiesenvögel-

chen, *Coenonympha tullia*) stehen kurz davor. Auch bei den Heuschrecken steht eine Art vor dem Erlöschen: der regional (nur in Oberschwaben) derzeit auf Mooren beschränkte Kleine Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*). Erlöschen ist bereits der regional bevorzugt Feucht- und Moorgrünland bewohnende Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*).

Trotz solcher negativen Trends ist das Wurzacher Ried wegen der insgesamt an anderen Orten noch weitaus negativeren Entwicklung und u.a. wegen der stabil vorkommenden Hochmoorarten weiterhin ein bundesweit herausragender Lebensraum. Eine der wichtigen Fragen der Erfolgskontrolle ist, ob die durch die Umsetzung des PEPL eingeleitete Entwicklung geeignet ist, diese Bedeutung zu erhalten und die negativen Trends umzukehren.

Das Monitoringkonzept - ein gruppenübergreifender Gesamtansatz

Eine hinreichende Beurteilung bzw. Bewertung von Veränderungen über den Artenbestand ist nur möglich, wenn außer der Vegetation die Vorkommen weiterer Anspruchstypen (repräsentiert durch verschiedene Tiergruppen) analysiert werden. Nur so kann eine "Indikation" der wichtigsten Lebensvoraussetzungen erfolgen (z.B. SCHLUMPRECHT & VÖLKL 1992). Selbst bei einer optimalen, jeweils

lebensraumspezifischen Auswahl ist die Zahl von Fehlbeurteilungen bei weniger als drei bis vier untersuchten Tierartengruppen selbst für einfache Planungsaussagen noch zu hoch.

Im Wurzacher Ried ist mit ca. 10.000 bis 14.000 Arten höherer Lebewesen (geschätzt aus den Anteilen der Artengruppen, von denen große Anteile des Artenspektrums des Wurzacher Riedes bekannt sind, im Vergleich zu Angaben des Artenbestandes der BR-Deutschland) in sehr unterschiedlichen Lebensräumen zu rechnen, die von den geplanten bzw. eingeleiteten Maßnahmen betroffen sind. Der kleinere Teil davon sind reine Hochmoorarten, aber überproportional viele der vorkommenden Arten sind besonders schutzbedürftig. Das Wurzacher Ried ist essentieller Lebensraum nicht nur für Moorarten, sondern - unter den heutigen Rahmenbedingungen - regional auch für gefährdete Arten z.B. von Normalstandorten. Von wichtigen Zeigergruppen war der Artenbestand bei der Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplans nicht bekannt, von anderen fehlten nachvollziehbare oder ausreichende Angaben zur Häufigkeit und v.a. zur räumlichen Verteilung; damit war bezüglich der Fauna auch keine abschließende Zielabwägung möglich. Die bisherige Ableitung faunistischer Ziele war eine Behelfslösung und mit Ausnahme von Teilgebieten und einigen Arten nicht prüfbar präzisiert.

Die erste Untersuchungsphase der Erfolgskontrolle hatte daher für die Fauna im Gegensatz zur Vegetation ergänzend als Aufgabe, die Grundaufnahme (ausgewählter Artengruppen) zu vervollständigen und im Hinblick auf die Erfolgskontrolle ein prüfbares Leitbild aus zoologischer Sicht zu erstellen. In der Erfolgs- bzw. Wirkungskontrolle müssen dann verlässliche Daten zur Bestandsentwicklung ermittelt werden.

Wie ist es dabei möglich, 14.000 Arten so zu repräsentieren, daß Veränderungen (Sukzession, Vernäsung, verschiedene Pflege- und Nutzungsvarianten) interpretiert werden können, ohne daß durch die Untersuchungen starke Störungen (Trittbelastung, Beunruhigung etc.) des empfindlichen Ökosystems hervorgerufen werden und so, daß die anfallenden Kosten im Verhältnis zur Aussagekraft der Ergebnisse stehen?

Die Hypothese für die Fauna war, die Wirklichkeit ausreichend über einen "Indikationsbaukasten", d.h. ein Zielartenkollektiv (vgl. Abb. 4) abbilden zu können:

Während der erste Schritt zur Reduktion des Arbeitsaufwandes, d.h. die Beschränkung auf wenige Artengruppen, nie innerhalb eines Gebietes und nie vollständig auf seine Fehlergröße untersucht werden kann, sollte der zweite Schritt, die Reduktion auf wenige Ziel- und Zeigerarten, genauer geprüft werden (dazu eignet sich der Vergleich von Ergebnissen zöologischer Untersuchungen mit den Ergebnissen aus der Untersuchung einzelner Zielarten im Verlauf der weiteren Erfolgskontrolle; damit wird dann die Ziel- und Zeigerartenhypothese besser validierbar).

Die Indikationsleistung einzelner Arten und von Artenkollektiven (Auswahl aus einer Artengruppe, Gilden) muß in zwei Bereiche untergliedert werden:

1. In die allgemeine Aufgabe, die Funktionsfähigkeit von Lebensräumen anzuzeigen und
2. in spezifische Aufgaben, z.B. die Erfolgskontrolle von Leitbildern über die Besiedlung von Flächen durch Zielarten und die Beantwortung spezifischer Fragestellungen, wie z.B. den Erfolg bestimmter Pflege- oder Entwicklungsmaßnahmen etc.

Das Vorhandensein abiotischer Ressourcen oder von Nahrungspflanzen bzw. von bestimmten Pflanzengemeinschaften ist zwar eine wichtige Voraussetzung für das Leben von Tieren, jedoch sind Tiere von sehr vielen weiteren Landschaftsfaktoren abhängig, und notwendige Habitatbausteine können in sehr verschiedenen Lebensräumen bzw. raum-zeitlich wechselnden Sukzessionsstadien realisiert sein. Ob komplexe Lebensräume funktionsfähig sind/bleiben, kann nur über die stabile Anwesenheit ihrer Nutzer eindeutig beantwortet werden. Beeinträchtigungen oder mangelnde Biotopvernetzung etc. können z.B. über die Häufung von Artenfehlbeträgen gegenüber Referenzwerten (Erwartungswerte für die Artenzusammensetzung) erkannt werden. Gerichtete Veränderungen zeichnen sich dadurch aus, daß die Arten bestimmter Gilden bzw. Anspruchstypen eine von anderen deutlich unterschiedliche Dynamik aufweisen. Ein Anspruch zur Auswahl für ein Monitoring ist dabei, daß ausreichend viele Vertreter der Gilden möglichst innerhalb einer kurzen Zeitspanne und bei geringsten Beeinträchtigungen des Riedes erfäßbar sind.

Basierend auf einer Grundaufnahme erscheint im Idealfall die Reduktion der Bestandsaufnahme im Rahmen der weiteren Erfolgskontrolle auf wenige Zielarten und wenige Artengruppen (in bezug zu repräsentativen Probestellen) möglich. Auch die Zielformulierung für eine Erfolgskontrolle der Belange des Artenschutzes ist abhängig von der Grundaufnahme: man kann nur schützen (wollen) was man kennt. Daraus ergeben sich folgende (generalisierbare) Aufgaben:

- *Grundaufnahme* zur Ermittlung der Bedeutung von Flächentypen und als Referenz für die Beobachtung von Veränderungen in Folgeuntersuchungen, z.B.:
 - welche Arten und Artengemeinschaften kommen vor;
 - sind typische Moorarten vorhanden, welche Anspruchstypen kommen vor;
 - welche Arten sind besonders schutzbedürftig, welche gefährdet (Ermittlung von Ziel- und Zeigerarten);
 - wie sind potentielle Ziel- und Zeigerarten im Wurzacher Ried verbreitet?
- *Bewertung* des aktuellen Zustandes und Zielformulierung für repräsentative Zielarten (um den Erfolg von Maßnahmen beurteilen zu können, sollten Erwartungswerte zur Besiedlung der ver-

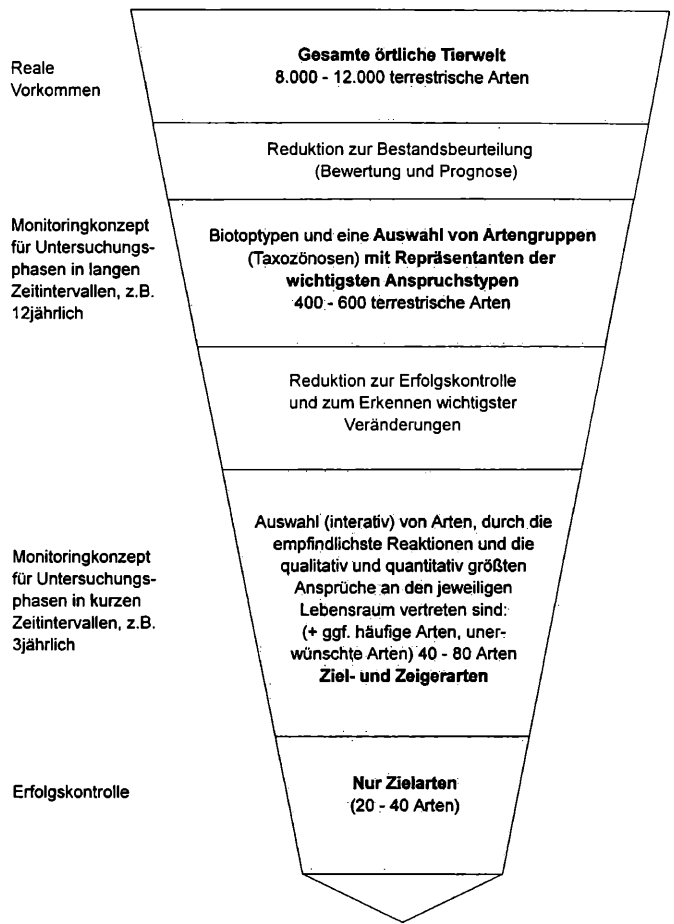


Abbildung 4

Indikationsbaukasten am Beispiel der terrestrischen Arten. Von oben nach unten: Reduktion des Untersuchungsaufwands und der Gebietsbelastung.

schiedenen Lebensräume aufgestellt werden, außerdem sollten erste Prognosen oder erkennbare Trends der Auswirkungen von Veränderungen des Wurzacher Riedes auf schutzbedürftige Moorarten gegeben werden); gibt es Handlungsbedarf für den Naturschutz im Wurzacher Ried?

- *Entwicklung und Evaluation* der Untersuchungsmethoden:

Überprüfung der ausgewählten Zielarten bzw. Zeigerartensysteme auf ihre Aussagekraft im Monitoring, z.B. in bezug auf "Zönosen" (Ist die Beobachtung von Zielarten für die Erfolgskontrolle ausreichend, kann das Monitoring weitestgehend auf Zeigerarten reduziert werden?).

Ermittlung geeigneter Artenkombinationen im Hinblick auf die Reaktion gegenüber potentiellen Schlüsselfaktoren.

Erklärungsgehalt nicht-artbezogener Indikatoren im Vergleich und als Ergänzung, Erklärungsgehalt von Fernerkundungsmethoden.

Methodentests im Hinblick auf die Reproduzierbarkeit der Bestandsaufnahmen bei größtmöglicher Reduktion des Untersuchungsaufwands, u.a.: Kombinationsmöglichkeiten von Probeflächen- und Zielartenkartierung sowie Phänologie von Zielarten, d.h. Ermittlung der optimalen Erfassungszeiträume im Wurzacher Becken.

Bei der Betrachtung von potentiellen Ziel- und Zeigerarten ist im Hinblick auf deren Aussagekraft der (geographische) Bezugsraum entscheidend (z.B. zonaler Biotopwechsel) und in bezug auf das Wurzacher Ried, ob der Moorkomplex nur Teillebensraum ist. Im Hinblick auf das Entwicklungsziel (Erfolgskontrolle) ist es hilfreich, wenn Hypothesen zum Vorkommen der Arten in der Naturlandschaft erstellt werden können und welche Entwicklung die Kulturlandschaft (inkl. Forst) bzw. die Umgebung des Wurzacher Riedes nehmen wird (Einordnung in das Gesamtleitbild für diese nächst höheren Raumebenen).

Die Veränderungen und das faunistische Leitbild

Die Erfolgskontrolle von Maßnahmen oder Prozessen ist prinzipiell nur anhand eines vorher entwickelten Leitbildes möglich. Im Bezug auf die Fauna wurden danach Ziele für das Wurzacher Ried formuliert und anhand von "Zielarten" prüfbar gemacht.

Hauptkriterien für die Eignung als Zielart waren Repräsentanz für oberschwäbische Moore, Gefährdungsdiskposition und Schutzverantwortung. Dagegen waren die Zielarten-Auswahl und artspezifische Schutzziele nicht an der Prognose der Lebensfähigkeit von Arten bei großflächigem Verzicht auf Nutzung oder Pflege orientiert. Niemand vermag heute mit Gewißheit zu sagen, welche Arten zur ursprünglichen Fauna der Hoch- und Niedermoore zählten.

Tabelle 3

Landesweite Schutzpriorität sowie Gefährdung und Handlungsbedarf für die Zielarten im Wurzacher Ried (beispielhafte Auswahl).

	Schutz- priorität	Gefährdung im Wurzacher Ried	Handlungsbedarf	Schutzziel
Brutvögel				
Wachtelkönig	I*	gefährdet	vordringlich	S
♣ Raubwürger	I*	erloschen		W
♣ Birkhuhn	I*	erloschen		W
Baumfälske	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Bekassine	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Drosselrohrsänger	I	unklar ¹	derzeit nicht gegeben	E
Knäkente	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Krickente	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Wasserralle	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
♣ Braunkehlchen	I	erloschen		W
♣ Großer Brachvogel	I	erloschen		W
♣ Weißstorch	I	erloschen		W
♣? Berglaubsänger	I	möglicherweise erloschen		W/A↑
♣? Ziegenmelker	I	wahrscheinlich erloschen		W
Baumpieper	II	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Weitere 13 Arten II. Schutzpriorität sind nicht dargestellt.				
Heuschrecken				
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	I	vor dem Erlöschen	vordringlich	A↑
<i>Stethophyma grossum</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Weitere 5 Arten sind nicht dargestellt.				
Tagfalter				
<i>Coenonympha hero</i>	I*	vor dem Erlöschen	vordringlich	A↑
♣ <i>Eurodryas aurinia</i>	I*	erloschen		W
<i>Coenonympha tullia</i>	I	vor dem Erlöschen	vordringlich	A↑
<i>Maculinea alcon</i>	I	vor dem Erlöschen	vordringlich	A↑
<i>Colias palaeno</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Weitere 7 Arten sind nicht dargestellt.				
Libellen				
<i>Nehalennia speciosa</i>	I*	gefährdet	vordringlich ²	S
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	I*	unklar	derzeit nicht gegeben ¹	E
<i>Sympecma paedisca</i>	I*	gefährdet	unklar ¹	E
<i>Orthetrum corulescens</i>	I	gefährdet	vordringlich ¹	S
<i>Aeshna juncea</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Aeshna subarctica</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Coenagrion hastulatum</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Lestes virens</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Leucorrhinia dubia</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Somatochlora arctica</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Coenagrion lunulatum</i>	I	unklar, mglw. erloschen	-	W

¹ Nur ein Brutpaar, Habitat aber nicht erkennbar gefährdet. Zu beachten ist, daß die Gefährdung der nur in Einzelpaaren vorkommenden Arten in starkem Maße von ihrer überregionalen Bestandsentwicklung abhängt (z.B. Drosselrohrsänger).

² Klärung der aktuellen Verbreitungssituation und der Habitatpräferenzen im Wurzacher Ried unbedingt notwendig.

Tabelle 3 (Fortsetzung)

<i>Sympetrum depressiusculum</i>	I	unklar, mglw. erloschen	1	W
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	I	unklar	unklar	E
<i>Sympetrum flaveolum</i>	I	unklar	unklar ¹	A↑
aquatische Makroinvertebraten				
Weichtiere (Mollusken)				
<i>Hippeutis complanatus</i>	II	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Weitere 3 Arten sind nicht dargestellt.				
Köcherfliegen (Trichopteren)				
<i>Limnephilus elegans</i>	I	vor dem Erlöschen	vordringlich	A↑
<i>Rhadicleptus alpestris</i>	I	vor dem Erlöschen	vordringlich	A↑
<i>Trichostega minor</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Hagenella clathrata</i>	I	unklar	unklar	E
Weitere 9 Arten sind nicht dargestellt.				
wasserlebende Käfer (Coleopteren): 10 Arten, nicht dargestellt				
Zweiflügler (Dipteren): 5 Arten, nicht dargestellt				
Laufkäfer				
<i>Agonum ericeti</i>	I*	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Bembidion humerale</i>	I	gefährdet	vordringlich	E
<i>Badister peltatus</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Bembidion doris</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
<i>Bradycellus caucasicus</i>	I	derzeit ungefährdet	derzeit nicht gegeben	E
Weitere 12 Arten sind nicht dargestellt.				

Schutz- und Entwicklungsziel: E: Erhalt stabiler Populationen/Vorkommen
 A↑: deutliche Ausdehnung der Population/des Vorkommens
 S: Stabilisierungsmaßnahmen in geringem Umfang
 W: Wiederbesiedlung

Was sind (bzw. waren) ursprüngliche Zustände und wann waren diese erfüllt? Es gibt Anhaltspunkte dafür, daß in anthropogen unbeeinflussten Mooren habitatbildende Tiere und Prozesse, wie z.B. Biber, Elch, Überschwemmungsdynamik, Feuer, Windwurf oder Insektenkalamitäten, Lebensräume heutiger Streuwiesenarten schufen. Es wäre deshalb unzulässig, nur solche Arten als ursprüngliche Moorarten oder Zielarten zu definieren, deren Populationen unter den heutigen Rahmenbedingungen ohne anthropogene Eingriffe lebensfähig sind. Die Erfolgskontrolle des prozessschutzorientierten Entwicklungsplans wäre dann ein Zirkelschluß. Außerdem verbietet sich die Gleichsetzung von Nicht-Nutzung mit natürlichen Verhältnissen nicht nur wegen des heutigen Fehlens bestimmter habitatbildender Tiere und Prozesse, sondern auch wegen unnatürlich hoher, anthropogen bedingter Stoffeinträge.

Aus diesen Gründen umfaßt die Zielarten-Auswahl auch Arten offener, nährstoffarmer Niedermoorstandorte sowie deren Sukzessionsstadien, die bei Nutzungsaufgaben unter den derzeitigen Rahmen-

bedingungen kaum überleben dürften. Dies ist nicht zwangsläufig ein Widerspruch zur allgemeinen Zielsetzung des Prozessschutzes. Vielmehr ist verstärkt darüber nachzudenken, wie die Natürlichkeit initiierter Sukzessionsprozesse im obigen Sinne erhöht werden könnte und wo (befristete) Pflegemaßnahmen aus Gründen des Artenschutzes unverzichtbar bleiben, bis ausreichend natürliche habitatbildende Prozesse einsetzen.

Einige Ergebnisse:

a) Grundlagen der Erfolgskontrolle

Für den Großteil der Zeigerartengruppen und der Moorlebensräume des Wurzacher Riedes sind jetzt ausreichende Grundlagen für die weitere Erfolgskontrolle vorhanden. Neben Methodentests und einer geeigneten Methodenauswahl sowie Angaben zur Verwendung von Fernerkundungsdaten wurden insbesondere detaillierte Zielbeschreibungen erstellt, prioritäre Zielarten, die wichtige Anspruchstypen repräsentieren, ermittelt und notwendiger Handlungsbedarf für den Naturschutz abgeleitet.

Für 10 der insgesamt 66 Arten erster Schutzpriorität besteht akuter Handlungsbedarf, 9 weitere dieser Arten sind im Wurzacher Ried bereits erloschen, der Trend der aktuellen Moorentwicklung führt für einige wesentliche Moorarten von gesamtstaatlicher Bedeutung zu erheblicher Gefährdung.

Die Erfolgskontrolle für die Gesamtentwicklung kann flächendeckend nur dann über die Beobachtung essentieller Lebensraumtypen durchgeführt werden, wenn die Funktionsfähigkeit dieser Typen und der aus ihnen bestehenden Lebensraumkomplexe über eine Auswahl zielorientierter Indikatorarten geprüft wird. Nur in längeren Zeitabständen muß auch das Gesamt-Inventar ausgewählter Zeigergruppen überprüft werden. Als einfachste, mit geringstem Aufwand durchführbare Methode soll die erfolgsorientierte Suche nach den Zielarten zum Einsatz kommen, in der geprüft wird:

ob die Art im Gesamtgebiet bzw. in definierten Gebietsteilen wahrscheinlich stabil oder (bei Wirbeltieren) in ausreichender Zahl vorkommt, oder ob der Fortbestand dieser Arten durch die Entwicklung im Wurzacher Ried gefährdet ist.

Wenn eine Bestandsgefährdung erkennbar ist, werden genauere Analysen und - in Abhängigkeit der Ursachen und Bedeutung - ggf. Änderungen des dann nicht ausreichend erfolgreichen Maßnahmenkonzeptes erforderlich.

Die Größe, die biologische Vielfalt des Wurzacher Riedes und das Grundkonzept weitgehend unbeeinflusster Entwicklung bieten die einmalige Chance zu beobachten, ob und wie ausreichende Lebensräume bzw. ausreichende Dynamik - mit einem räumlich-zeitlichen Kontinuum der Lebensvoraussetzungen - erhalten bleiben. Korrekturen und Ergänzungen sind jedoch notwendig, um Verluste unwiederbringlicher Arten zu vermeiden. Daraus können, wenn die Veränderungen der Lebensbedingungen und die Bestandsdynamik repräsentativer Arten umfassend dokumentiert werden, Hypothesen zu Gesetzmäßigkeiten der raum-zeitlichen Entwicklung von Ökosystemen bzw. zu kausalen Zusammenhängen von Veränderungen abgeleitet und dann ggf. überprüft werden. Nur so kann untersucht werden, unter welchen Rahmenbedingungen und in welchem Umfang ungelentker "Prozeßschutz" auf Schutzgebietsflächen geeignet ist, die standortheimische biologische Vielfalt zu erhalten.

b) Erste Schlußfolgerungen für den Naturschutz im Wurzacher Ried

Der offensichtliche Trend von Bestandsrückgängen und die Gefährdung besonders schutzbedürftiger Moorarten erfordert eine Ergänzung des geltenden Pflege- und Entwicklungsplanes. Negative Entwicklungen betreffen mehrere Anspruchstypen. Es sind Arten der offenen Zwischenmoore, Arten offener, lückig bewachsener Niedermoore, Arten von Störstellen (u.a. Moorheide) und Arten, die Lichtungen in nassen Gehölzen besiedeln, sowie Arten, die den Moorrandbereich und umliegende Nutzflächen

besiedeln (sowohl Grünland als auch hutungsartige Waldränder im Übergang zu Moorweiden bzw. offenen Moorlebensräumen), während z.B. Arten des "ungestörten" Hochmoores derzeit ungefährdet sind. Die Sukzession bisher regelmäßig oder sporadisch genutzter Moorlebensräume (z.B. dichter Gehölzaufwuchs) ohne Gewässerdynamik, ohne Alters- und Zusammenbruchstadien, ohne habitatbildende Säugetiere (Weidetiere, Biber) scheint die biologische Vielfalt des Wurzacher Riedes erheblich zu gefährden. Denn das Lebensraumspektrum der gefährdeten Moorarten umfaßt wesentlich mehr als ungestört wachsende Moorkörper. Viele Arten sind von Störstellen (offen liegender Torf), Überschwemmungen, Verheidungen, Brandstellen etc. abhängig. Deswegen ist es erforderlich, zusätzlich zur Bereitstellung von durch menschliche Nutzung unbeeinflussten Flächen zu untersuchen, in welchem Umfang dynamische Prozesse (i.S. o.g. Störungen) und in welcher Weise Großherbivoren-Bestände notwendig für die Erhaltung vollständiger Moorzönosen sind (auch als Alternative zu einer "künstlichen" Pflege von Steuwiesen; QUINGER ET AL. [1995], SVW [1995], oder zu kleinflächigen Kahlhieben in aufwachsenden Gehölzen).

Auf vielen Futterwiesen stehen die Nutzungstermine nicht in Einklang mit der Produktivität der Flächen. Späte Mahdtermine sind auf eutrophen Wiesen weder für Vögel noch für Tagfalter und Widderchen eine geeignete Schutzmaßnahme, da sehr wüchsige Flächen schon aus strukturellen Gründen weitgehend gemieden werden. Insbesondere eutrophe Flächen mit der Auflage einmaliger Sommermahd zeichnen sich aktuell durch auffällig artenarme Tagfalterbestände aus. Zielführender und hinsichtlich der Landwirtschaft sicher auch akzeptanzfördernder wäre hier der Verzicht auf eine Reglementierung von Mahdterminen und Schnitzzahl. Wenn das gültige Düngeverbot konsequent eingehalten wird, wäre bei früher und mehrmaliger Mahd mit allmählicher Ausmagerung der Standorte zu rechnen.

c) Einige Thesen zur Erfolgskontrolle größerer Flächeneinheiten

- Eine präzise Grundaufnahme ist eine unersetzbare Voraussetzung jeder Zieldefinition und Erfolgskontrolle. Liegt diese vor, können Folgeuntersuchungen je nach speziellen Fragestellungen oder je nach Bestandstrends auf ein Minimum begrenzt werden.
- Wichtigste (bzw. grundlegende) Beobachtungseinheiten sind (Populationen von) Arten. Ohne die arten- und populationsorientierte Betrachtung verschiedener Anspruchstypen kann eine Gebietsentwicklung nicht bewertet werden, eine Erfolgskontrolle ist nicht möglich. Tierarten sind ein unersetzlicher Indikationsbaustein unter anderen. Im Wurzacher Ried wären wichtige Trends, die zur Verarmung der standortheimischen biologischen Vielfalt führen können, nicht erkannt worden, genausowenig wie Hypothesen

zu Maßnahmen, die den negativen Trends entgegenwirken, nur aus den Ansprüchen betroffener Arten entwickelt werden können (Beispiele sind Wachtelkönig, Berglaubsänger, Birkhuhn, *Stenobothrus stigmaticus*, *Myrmeleotettix maculatus*, *Coenonympha hero*, *Euphydryas aurinia*, *Coenonympha tullia*, *Maculinea alcon*, *Nephalenia speciosa*, *Bembidion humerale*).

- Die Benennung von Zielarten ist unerlässlich zur Beobachtung des Erfolges von Naturschutzmaßnahmen.
- Außerhalb von Erfolgskontrollen sind Zielarten nur Teil des notwendigen Spektrums von Zeigerarten.
- Effiziente (kostengünstigste) Erfolgskontrollen müssen flexibel sein und erfolgsorientiert durchgeführt werden. Starre Probeflächenbeobachtungen sind in größeren Gebieten nicht oder nur bei hohem Aufwand geeignet, die Gebietsentwicklung zu repräsentieren. Sie sind lediglich Ergänzung zur erfolgsorientierten Suche nach Ziel- oder Zeigerarten bzw. nach Habitatmerkmalen (in kleineren Flächen oder zur Überprüfung genau lokalisierter Pflegeversuche u. dgl. sind sie aber nach wie vor Methodik der Wahl). Die Flexibilität in bezug auf Gebietsveränderungen ist erforderlich, um Kosten zu senken. So sollten präzise Bestandsaufnahmen (nach einer Grundaufnahme) nur durchgeführt werden, wenn Arten oder Lebensraumtypen unter eine zuvor definierte kritische (aus einfachen Präsenz-Absenz-Beobachtungen und Schätzungen erkennbare) Schwelle fallen.
- Methoden der Fernerkundung unterliegen derzeit einem starken Wandel in bezug auf die Verfügbarkeit von kostengünstigen Aufnahmen und in bezug auf automatisierte Auswertungsroutinen. Sie müssen bezüglich des Informationsgewinnes und des dafür erforderlichen Mitteleaufwands geprüft und laufend dem Stand der Technik angepaßt werden. Ohne lokale Überprüfung der jeweiligen Interpretation über die Vorkommen von Ziel- und Zeigerarten sind die Aussagen ungenügend, eine Kombination aus Fernerkundungsdaten und Bestandsaufnahmen vor Ort ist dagegen geeignet für die Beobachtung der Entwicklung größerer Flächen (Auswahl von Suchflächen, flächendeckende Interpretation von Beobachtungen aus Teilgebieten). Sie mindern den Betretungs- und Untersuchungsaufwand.
- Die Rücknahme anthropogener Einflüsse ist nicht generell geeignet, um Naturschutzziele zu verfolgen und führt keineswegs automatisch zu mehr "Naturnähe"

5. Naturschutz außerhalb von Schutzgebieten (eine Planung aus dem Jahre 1992)

Wie das Beispiel Wurzacher Ried ist auch das folgende Beispiel umfangreich dokumentiert (RECK 1998). Die Planung betrifft ca. 12 km² Agrarflächen

zweier Gemeinden auf der Schwäbischen Alb. Anlaß der Planung war eine Flurbereinigung, jedoch sind Entsprechungen genauso im Rahmen der Dorfentwicklung, der Biotopverbundplanung oder der Bauleitplanung gegeben. Die Methodik gleicht bis auf einen Aspekt im wesentlichen dem Vorgehen wie es in den Punkten 3 und 4 beschrieben wurde, d.h. besondere Schutzziele und besondere Potentiale des Raumes sind über Zielarten beschrieben. Aufgrund der potentiell besonderen Gefährdungsdiskposition wurde darüber hinaus für eine Art eine Populationsgefährdungsanalyse (vgl. MÜHLENBERG 1993) durchgeführt. Hinzu kommt aber eine Zielformulierung für Flächen ohne besondere Schutzziele.

Das methodische Konzept folgt der gängigen Reihenfolge landschaftsplanerischer Analysen:

1. Bestandsaufnahme
 - 1.1 Standard-Bestandsaufnahme von Nutzungen (inkl. potentieller Belastungen), Lebensraum- und Vegetationstypen und, für die Untersuchung von Belangen des Arten- und Biotopschutzes elementar, von Zeigergruppen (biotoptypische Auswahl z.B. entsprechend den Empfehlungen bei RECK 1992 oder FINCK ET AL. 1992) nach gängigen Methoden (z.B. TRAUTNER 1992).
 - 1.2 Lokal- und aufgabenspezifische Ergänzungen oder Sonderuntersuchungen (hier z.B.: Abhängigkeit der Zönosen von der Strukturdichte, Untersuchungen zur Verpflanzung von Säumen und Hecken und die Populationsgefährdungsanalyse für den Feldgrashüpfer).
2. Bestandsanalyse und flächendeckende Bewertung (z.B. besondere Schutzgegenstände und deren Bedeutung im überregionalen und lokalen Vergleich, Schutz- und Entwicklungspotentiale, Funktionsräume, Defizite, Konflikte).
3. Sektorale Planung (Ziele des Artenschutzes, Zielarten, Abschätzung des Maßnahmenbedarfes sowie geeignetster Maßnahmen für die Erhaltung und Entwicklung der Zielarten unter Berücksichtigung naturschutzinterner Zielkonflikte und eine erste Abschätzung von Konflikten mit Nutzungsansprüchen).
4. Mehrzieloptimierung und Entwicklung von Planungsvorschlägen (ggf. verschiedene Szenarien/alternative Umsetzungsmöglichkeiten).

Im Ergebnis können zwei Maßnahmentypen unterschieden werden:

1. Die Durchführung von Maßnahmen zum Schutz besonders schutzbedürftiger Arten, Zönosen oder Lebensräume auf dafür geeigneten Flächen und
2. die Ableitung von generellen Qualitätszielen für umgebende Flächen bzw. flächendeckend für die Erhaltung oder Wiederherstellung einer nicht verarmten Feldflur und die Darstellung zielführender Maßnahmen.

Das Prinzip der Auswahl besonderer Schutzgüter und/oder Zielarten entspricht den Punkten 3 und 4. Hier soll nur der zusätzliche, flächendeckende An-

Tabelle 4

Lebensraumtypen und Zielarten im Flurbereinigungsgebiet Hettingen.

Lebensraumtyp	Vögel und andere Wirbeltiere	Zielartengruppen			
		Laufkäfer	Tagfalter	Heuschrecken	Pflanzen
I. Ackerbaugebiete , incl. Ackerbrachen (geringer bis mittlerer Gehölzanteil)	Wachtel (in offenen Flächen) Feldlerche mit ≥ 6 Revieren/10 ha Dorngrasmücke Rebhuhn	Carabus convexus in mittlerer Dichte Carabus auratus in hoher Dichte Amara consularis	Issoria lathonia	Chorthippus apricarius	Kalk-Tonackergesellschaft mit z.B. Adonis aestivalis Consolida regalis Melandrium noctuflorum Ranunculus arvensis Valerianella rimosa Anthemis tinctoria
zusätzlich: Vorkommen von 10 Arten aus III.2					
II. Grünlandgebiete Angaben in runden Klammern: Arten, die auf Einzelgehölze oder Hecken angewiesen sind, s.a.V.	a) [Braunkehlchen] a) Feldlerche (Neuntöter) [Raubwürger]	a) Amara montivaga a) Amara nitida b) Harpalus rubripes b) Amara convexior b) Amara communis	a) Lycaena hippothoe a) Procris statices b) Cyaniris semiargus in mittlerer Dichte (HK II) a) Melanargia galathea in mittlerer Dichte (HK II) a) Zygaena filipendulae in mittlerer Dichte (HKII) b) Melanargia galathea ohne Dichte-Ziel b) Zygaena filipendulae ohne Dichte-Ziel b) Polyommatus icarus ohne Dichte-Ziel	b) Omocestus viridulus in mittlerer Dichte b) Chorthippus biguttulus in hoher Dichte (HK II) Isophya kraussi in Trockentalchen	Berg-Glatthaferwiese (ohne Kerbelfacies), Salbei-Glatthaferwiese, z.B. mit Primula veris Muscaria bothryoides
III. Halbtrockenrasen (incl. Wacholderheiden) III.1 regelmäßig genutzt bzw. noch wenig verboscht und verfilzt	Neuntöter mit ≥ 5 Revieren/100 ha [Raubwürger]	Carabus convexus Amara nitida Cymindis humeralis Philorhizus notatus Panagaeus bipustulatus	Maculeia arion Lysandra bellargus Colias australis Spialia sertorius Erynnis tages	Stenobothrus lineatus Tetrix bipunctata	Mesobrometum z.B. mit Anthericum ramosum Carlina acaulis Dianthus carthusianorum Gymnadenia conopseum Pulsatilla vulgaris
zusätzlich: Vorkommen der Arten aus III.2 (ohne Rebhuhn und Carcharodus alceae)					
III.2 unregelmäßig genutzt (Ränder von Halbtrockenrasen, Steinriegel, Wegränder, Säume) ²⁾ sowie weitere Säume und Saumgebiete	Rebhuhn bei hoher Saumdichte (mit Brutgehölzen): Neuntöter Nahrungsgebiet für Wespenbussard [Raubwürger] Waldeidechse in hoher Dichte	Ophonus nitidulus Ophonus rufibarbis Panagaeus bipustulatus Ophonus puncticollis Ophonus puncticeps Plebejus argus Melanargia galathea Zygaena filipendulae Erebia medusa Carcharodus alceae Eumedonia eumedon	Coenonympha glycerion Meliccia britomartis/ anthalia Lysandra coridon Cupido minimus Plebejus argus Melanargia galathea Zygaena filipendulae Erebia medusa Carcharodus alceae Eumedonia eumedon	Metriopectera brachyptera Metriopectera bicolor Chorthippus apricarius in Ackerbaugebieten Isophya kraussi in den Trockentalchen	Orobranche minor Primula veris Trifolium rubens Anthyllus vulneraria Onobrychis vicifolia Geranium sanguineum Malva moschata Hippocrepis comosa auch Klee-Odermennig-Saum oder Blutstorchschnabel-Saum
IV. Waldränder (sonnenexponiert)	Baumpieper Weidenmeise Neuntöter	Abax parallelus Harpalus quadripunctatus Notiophilus biguttatus + Arten aus V.	Limenitis reducta Fabriciana adippe Clossiana euphrosyne Erebia ligea Lasiommata maera Coenonympha arcania Hamearis lucina Satyrium w-album Fixsenia pruni Quercusia quercus	Nemobius sylvestris in wärmebegünstigten Lagen	Liguster-Schlehen-Gebüsche
zusätzlich: Vorkommen der Arten aus III.2 (ohne Lysandra coridon, Cupido minimus)					
V. Hecken-(gebiete)	Neuntöter mit ≥ 5 Revieren/100 ha Weidenmeise Dorngrasmücke Baumpieper	Trichotichnus laevicollis Trichotichnus nitens Pterostichus niger Molops piceus	Fixsenia pruni	Nemobius sylvestris in wärmebegünstigten Lagen	Liguster-Schlehen-Gebüsche
zusätzlich: Vorkommen der Arten aus III.2 (ohne Lysandra coridon, Cupido minimus)					

fettgedruckt: Zielarten/Ziele 1. Ordnung (höchste Priorität)

a): Maximalziel (nur in ausgewählten Wiesengebieten realisierbar)

b): Mindeststandard (Arten sollten auf allen Wiesen des Planungsgebietes vorkommen)

¹⁾ Nicht in stark durch Wald oder Feldgehölze gegliederten Ackerbaugebieten²⁾ An Wegen im Hang mit Abbruchkanten sind die Vorkommen des Ameisenlöwen zu beachten

HK: Häufigkeitsklassen

satz für die durchschnittlich ausgestattete oder bereits verarmte Kulturlandschaft vorgestellt werden, für die ein "Mindeststandard" bzw. die "Grenze ordnungsgemäßer Landwirtschaft" definiert wurde.

Grundziel war die Erhaltung aller derzeit im Planungsgebiet vorkommenden Arten in lebensfähigen Populationen, soweit sie gebietstypisch sind und der Flächenanspruch von Populationen überhaupt erfüllt werden kann. Das bedeutet, daß für einzelne Arten, im Fallbeispiel z.B. für den Kiebitz, kein Erhaltungsziel besteht oder von Arten mit hohem

Flächenanspruch, wie z.B. für den Wespenbussard, nur für einzelne Paare Lebensraumangebote erhalten werden können. Veränderungen der Flächenanteile von Nutzungs- oder Strukturtypen zur Verbesserung der landwirtschaftlichen Produktions- und Arbeitsbedingungen sind ohne Gefahr einer weiteren Verarmung durchführbar, weil Kompensationsmaßnahmen möglich sind.

Das Grundziel ist in die genannten Teilziele untergliedert: Zum einen in spezielle Schutzziele im Hinblick auf besonders gefährdete Arten (spezieller Popula-

Tabelle 5

Zielvorgaben (Mindeststandards) für Tierartenvorkommen in verschiedenen Lebensraumtypen des Flurbereinigungsgebiets Hettingen.

Lebensraumtypen	Zielvorgabe (Mindeststandard) = Vorkommen von x Zielarten aus Tab. 4	Typ notwendiger Maßnahmen
I. Ackerbaugebiete inkl. Ackerbrachen (geringer bis mittlerer Gehölzanteil)	Vorkommen aller Zielarten + 10 Arten aus III.2	s (nE)
II. Grünlandgebiete	5 Arten mit a): Vorkommen auf ca. 10 % des Grünlandanteils, insbesondere auf Flächen aus Abb. 16 7 Arten mit b): Vorkommen auf allen Flächen	nE nE
III. Halbtrockenrasen (inkl. Wacholderheiden)		
III.1 regelmäßig genutzt	10 Arten + 10 Arten aus III.2	nW
III.2 unregelmäßig genutzt (Ränder von Halbtrockenrasen, Steinriegel, Wegränder, Säume)	10 Arten	nW
IV. Waldränder (sonnenexponiert)	7 Arten	s
V Hecken Heckenkomplexe	Neuntöter und/oder Dorngrasmücke mit ≥ 5 Revieren/100 ha	s
Einzelstrukturen	2 Arten der Wirbellosen + 5 Arten aus III.2	s

s = Maßnahmen zur Strukturierung (v.a. Anlage von Säumen)

nE = Maßnahmen zur Extensivierung der Acker- und Grünlandnutzung

nW = Maßnahmen zur Wiederaufnahme der Nutzung von Halbtrockenrasen (inkl. Wacholderheiden)

tionsschutz); zum anderen in Qualitätsziele für die verschiedenen Lebensraum- und Nutzungstypen, die über Vorkommen oder Häufigkeit der in Tabelle 4 genannten Zielarten definiert wurden. In beiden Fällen ist es wichtig zu wissen, ob eine Zielerfüllung nur über Extensivierung oder Wiederaufnahme der Nutzung (bzw. über Pflegemaßnahmen) oder über Strukturierungsmaßnahmen erreichbar ist. Bei speziellen Artenschutzzielen muß außerdem bekannt sein, ob zur Erhaltung der betreffenden Art die Sicherung des derzeitigen Lebensraumes ausreicht, oder ob Verbesserungen (Optimierung, Habitatvergrößerung) notwendig sind.

Qualitätsziele für Nutzungs- und Strukturtypen

Die in der "Zielarten-Tabelle" (Tab. 4) genannten Arten werden (und sollen) nicht auf allen Flächen des betreffenden Lebensraumtyps vollständig vertreten sein. Dies ist zur Erfüllung des Grundziels ("Erhalt aller Arten im Planungsgebiet") auch nicht notwendig. Wesentlich ist aber, daß "Mindeststandards" vorgegeben werden, die möglichst auf allen Flächen erfüllt sein sollten. Dies geschieht in Tabelle 5. Der Mindeststandard entspricht dabei dem Vorkommen eines definierten Teils der in der Zielarten-Tabelle (Tab. 4) genannten Arten (z.B. 4 von 8 Arten), wobei in diesem Beispiel von 1992 der Flächenbezug noch nicht ausreichend definiert wurde. Mindeststandards, wie sie im Fallbeispiel Hettingen

erstmal explizit entworfen worden waren, wurden später im Rahmen landesweiter Analysen nutzungs- und naturraumspezifisch weiterentwickelt. Sie sollen verhindern, daß noch mehr Arten in die Roten Listen aufgenommen werden müssen und damit spezieller Populationsschutz erforderlich wird. Die Standards, die das gewünschte Ergebnis von Mindestanforderungen an die Art der Bewirtschaftung von Flächen definieren, die vorrangig der Produktion von Holz oder Nahrungsmitteln dienen, sollen dazu beitragen, flächendeckend eine standorts- und nutzungstypische Artenvielfalt zu erhalten oder wiederherzustellen, d.h. sie repräsentieren Lebensgemeinschaften, die noch nicht verarmt sind. Der Einstufung liegt die von KAULE (1986, 1991) entwickelte 9-stufige Bewertungsskala für Flächen zugrunde. Der Mindeststandard ist orientiert an der Wertstufe 6, d.h. "lokal bedeutsam", kein Schutzgebietsrang, sondern durchschnittliche nutzungs- und standortstypische Artenausstattung (zum Vergleich: Stufe 7: "regional bedeutsam", Stufe 5: "verarmt"). Über verschiedene Zeigerarten wird erkennbar ob Belastungsobergrenzen überschritten und/oder Untergrenzen der Ausstattung mit Ausgleichsbiotopen unterschritten sind. Die Arbeitsschritte zur Erstellung des Mindeststandards umfaßten im einzelnen:

1. *Auswahl der Nutzungstypen, hier:* Die von Natur aus produktiveren, mittleren Standorte mit

Tabelle 6

Matrix zum Mindeststandard: Zeigergruppen, Nutzungstypen und Bezugsflächen (für Südwestdeutschland).

	Gefäßpflanzen	Brutvögel	Reptilien	Tagfalter	Heuschrecken	Laufkäfer	Holz-käfer	Wildbienen	Moose	Flech-ten
mittleres Grünland	10 ha			10 ha	10 ha					
		20 ha		50 ha	50 ha					
		100 ha	-							
Obstbau	10 ha	10 ha		10 ha	10 ha				s	s
		50 ha		50 ha	50 ha					
Acker	20 ha	20 ha				20 ha			s	
		100 ha				100 ha				
Weinberge	2 ha		5 ha	5 ha	5 ha			2 ha		
		10 ha		10 ha	10 ha			5 ha	s	s
	-					20 ha				
Wirtschaftswald		20 ha					20 ha			
		100 ha		100 ha		100 ha	100 ha			s
	300 ha	300 ha		300 ha			300 ha			

s = strukturelle Anforderungen, d.h. Anforderungen an die Ausstattung mit Habitatbausteinen nicht über Zeigerarten.

ihren verbreiteten Nutzungstypen Grünland, Obstbau, Acker, Weinberge und Wirtschaftswald.

- Ermittlung geeigneter Bezugsgrößen:** Der Mindeststandard wurde für größere Nutzflächen (einschließlich typischer Begleitstrukturen) definiert, so daß Aussagen zu Artenvorkommen möglich sind, ohne wesentlich von Zufallsereignissen auf Einzelparzellen beeinflusst zu werden. Die Bezugsflächen sind abgestimmt auf landwirtschaftliche Betriebssysteme, in denen einzelne Flächen zwangsläufig intensiv genutzt werden müssen und andere dies wieder kompensieren.
- Ermittlung geeigneter Zeigergruppen:** Wesentliche Kriterien zur Auswahl geeigneter Artengruppen waren v.a. das Vorkommen zahlreicher nutzungstypischer Arten, eine gute Kenntnis zur Nutzungsabhängigkeit, Ökologie und Verbreitung dieser Arten sowie das Vorkommen schnell und leicht kartierbarer Arten.
- Erstellung einer Auswahlliste:** Je Nutzungstyp wurden die nutzungstypischen Arten in Auswahllisten zusammengestellt. Dabei wird meist differenziert zwischen "anpassungsfähigen" und "anspruchsvolleren" Arten. Die anpassungsfähigen Arten sind unter den derzeit üblichen Nutzungsformen und -intensitäten noch ohne besondere Schutzmaßnahmen überlebensfähig, wengleich für viele dieser Arten intensivst genutzte Flächen (z.B. Gülleentsorgungsflächen) keine geeigneten Lebensräume darstellen. Dagegen sind die "anspruchsvolleren Arten" bereits deutlich rückläufiger bzw. bei anhaltendem Trend ohne Schutzmaßnahmen langfristig nicht überlebensfähig.

- Formulierung des Mindeststandards:** Dabei wird gefordert, daß eine bestimmte Anzahl nutzungstypischer Arten bodenständig auftritt, aber in einer Weise, daß nie ganz bestimmte Arten vorkommen müssen, um Zufallsereignisse ausreichend berücksichtigen zu können.

Eine Übersicht der Nutzungstypen, für die regionalisierte Mindeststandards formuliert wurden, gibt Tabelle 6. Je Nutzungstyp sind mehrere repräsentative Zeiger-Artengruppen einbezogen, z.B. für Grünland: Gefäßpflanzen, Vögel, Tagfalter und Heuschrecken. Zudem wurden für jeden Nutzungstyp Mindeststandards für verschieden große Bezugsflächen (in dem der jeweils betrachtete Nutzungstyp dominieren sollte) definiert, die sich an der generellen Zunahme der Artenzahl bei steigender Flächen-größe orientieren. In einem ackerdominierten Gebiet von 100ha werden deshalb im Vergleich zu einer 20ha großen Fläche zusätzliche Arten gefordert. Gleichzeitig ist aber für je 20ha ackerdominiertes Gebiet eine Mindestartenausstattung notwendig. Anzustreben ist, daß in jeder Bezugsfläche der Mindeststandard von jeweils allen in Tabelle 6 angegebenen Artengruppen erfüllt ist.

Beispiel eines Mindeststandards

Der Aufbau und die Struktur des im Vergleich zu den Tabellen 4 und 5 weiterentwickelten Mindeststandards wird exemplarisch für das Grünland der Schwäbischen Alb (in dem auch das besprochene Flurbereinigungsgebiet liegt) in Tabelle 7 aufgezeigt. Dabei wird für die Zeigerartengruppen jeweils die Anzahl der in diesem Naturraum vorkommenden typischen Grünlandarten, ergänzt mit eini-

Tabelle 7

Aufbau des Mindeststandards am Beispiel des Grünlands der Schwäbischen Alb.

Zeigergruppen	Zusammenstellung typischer Grünlandarten der Schwäbischen Alb ¹ (=Auswahlliste für Mindeststandard)	Mindeststandard							
		Anzahl geforderter Arten aus der Auswahlliste auf:							
		10 ha		20 ha		50 ha		100 ha	
		tr-fr	fr-fe	tr-fr	fr-fe	tr-fr	fr-fe	tr-fr	fr-fe
Gefäßpflanzen	<ul style="list-style-type: none"> • 59 'anpassungsfähige' Arten: darunter z.B. Bromus erectus, Campanula rotundifolia, Centaurea jacea, Chrysanthemum leuc., Lotus corniculatus, Medicago lupulina, Prunella vulgaris, Ranunculus bulbosus, Sanguisorba minor, Silene dioica, Silene vulgaris, Trifolium dubium, Trisetum flavescens, ... 	20	21						
	<ul style="list-style-type: none"> • 33 'anspruchsvollere' Arten: darunter z.B. Avenochloa pratensis, Avenochloa pubescens, Briza media, Campanula patula, Helianthemum nummular., Knautia arvensis, Linum catharticum, Pimpinella saxifraga, Potentilla erecta, Primula elatior, Salvia pratensis, Tragopogon pratensis, ... 	2	2						
Tagfalter, Widderchen	<ul style="list-style-type: none"> • 12 'anpassungsfähige' Arten: darunter z.B. Colias hyale, Maniola jurtina, Aphantopus hyperantus, Coenonympha pamphilus, Cyaniris semiargus, Polyommatus icarus, Carterocephalus palaemon, Thymelicus sylvestris, ... 	6	5			6	6		
	<ul style="list-style-type: none"> • 22 'anspruchsvollere' Arten: darunter z.B. Adscita statices, Zygaena viciae, Zygaena filipendulae, Mellicta athalia, Melanargia galathea, Erebia medusa, Lycaena tityrus, Lycaena hippothoe, Aricia artaxerxes, Eumedonia eumedon, 	2	2			3	3		
Heuschrecken	<ul style="list-style-type: none"> • 8 'anpassungsfähige' Arten: darunter z.B. Metrioptera roeselii, Chrysochraon dispar, Gomphocerippus rufus, Chorthippus biguttulus, Chorthippus parallelus, ... 	4	3			5	4		
	<ul style="list-style-type: none"> • 10 'anspruchsvollere' Arten: darunter z.B. Polysarcus denticauda, Metrioptera bicolor, Gryllus campestris, Euthystira brachyptera, Omocestus viridulus, Chorthippus dorsatus, 	1	1			3	1		
Vögel	<ul style="list-style-type: none"> • 13 Arten des weithin offenes Grünlandes²: darunter z.B. Feldlerche, Wachtel, Braunkehlchen, Feldschwirl, Sumpfrohsänger, Goldammer, 					2(1)			3
	<ul style="list-style-type: none"> • 21 Arten des reichstrukturierten Grünlandes: darunter z.B. Baumpeiper, Heckenbraunelle, Braunkehlchen, Mönchsgrasmücke, Dorngrasmücke, Neuntöter, Feldsperling, Goldammer, 					oder 5			oder 8

tr.-fr: mäßig trockene bis frische Standorte (trockenste Ausprägung z.B. Salbei-Glatthaferwiese)

fr-fe: frisch bis mäßig feucht (feuchteste Ausprägung z.B. Kohldistelwiese)

¹ Grünlandarten die auf der Schwäbischen Alb selten sind, wurden nicht gewertet.

In traditionell offenen Grünlandgebieten sind die Bodenbrüter zu fördern. Es dürfen dazu keine umfangreichen Gehölzpflanzungen durchgeführt werden, nur um dann ggf. leichter den Mindeststandard für reichstrukturierte Gebiete zu erfüllen.

gen Beispielarten, angegeben. Der Mindeststandard definiert nun, wieviele dieser Arten der Auswahlliste in einem grünlanddominierten Gebiet (von 10, 20, 50 und 100ha) zur Erfüllung des Mindeststandards bodenständig vorkommen müssen.

Je nach Nutzungstyp und Artengruppe sind ggf. mehrere Alternativen zur Erfüllung des Mindeststandards möglich. Umfaßt das Artenspektrum insgesamt eine bestimmte Artenzahl, z.B. 12 Tagfalter- und/oder Widderchenarten (ohne Ubiquisten) in einem 10ha großen grünlanddominierten Gebiet auf der Schwäbischen Alb, darf der Mindeststandard als erreicht betrachtet werden. Eine weitere Alternative

ist das bodenständige Vorkommen hochgradig gefährdeter Grünlandarten. Allerdings kann der Mindeststandard für nahezu alle Artengruppen und Nutzungen über ungefährdete Arten erfüllt werden. Ausnahme ist der über Vögel definierte Mindeststandard für weithin offene Grünlandgebiete, da die hier lebenden Bodenbrüter inzwischen alle in die Rote Liste aufgenommen werden mußten.

Für das Grünlandmanagement im Landkreis Konstanz wurde die Anwendung dieser Standards mittlerweile in ihren Auswirkungen für den Artenschutz und in ihren ökonomischen Auswirkungen untersucht. ECKERT ET AL. (1998, unveröff.) kommen

dabei zum Ergebnis, daß z.B. in Wiesen der vorgeschlagene Standard ohne Informationsverlust noch vereinfacht werden kann, daß Schutzziele für weitere Artengruppen ausreichend definiert und daß das Ziel durch verschiedene Maßnahmen erreicht werden kann. So wäre der Standard durch geeignete Zahl und Bewirtschaftung von Randstreifen annähernd kostenneutral (und ohne gravierende Nutzungsbeschränkungen) für die Mehrzahl der Grünlandbetriebe des Landkreises erreichbar (dies gilt unter den Rahmenbedingungen der Bewirtschaftung dieser Region). Der Standard könnte aber auch durch großflächige Extensivierung erreicht werden, und auch der Ertrag dieser Extensivierungsflächen wäre in den Betrieben verwertbar, jedoch sind mit dieser Variante erhebliche, für die landwirtschaftlichen Betriebe bei derzeitiger Förderkulisse nicht ausgleichbare Mindererträge verbunden. Die z.B. für den Schutz des Grundwasser positivere Variante "großflächige Extensivierung" wäre erst unter Bedingungen der AGENDA 2000 umsetzbar.

Der spezielle Artenschutz betrifft auf den Agrarflächen des Fallbeispiels "Flurbereinigung Hettingen" ca. 5% des agrarisch genutzten Offenlandes, während (nach der Flurbereinigung) für etwa 70% lediglich Bestandsschutz für die (sehr zahlreichen) nutzungsbegleitenden Biotope erforderlich ist und bei einer Extensivierung von bis zu weiteren 5% der Flächen eine hervorragende Verbesserung erwarten läßt. Nur ca. 25% der Fläche ist über größere abgrenzbare Teilgebiete verarmt, so daß zusätzliche Begleitbiotope oder extensive Nutzungen neu installiert werden sollten. In Baden-Württemberg werden im Vergleich dazu über Ansprüche des Artenschutzes Ziele für etwa 20% der Landesfläche formuliert (oft nutzungskonform) und über Mindeststandards etwa für weitere 70%, wobei geschätzt wird, daß derzeit etwa 50% der Landesfläche die Mindeststandards nicht erfüllt (KAULE ET AL. i. Druck).

6. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Der in Baden-Württemberg am Beispiel der kleinmaßstäblichen Landschaftsrahmenplanung kohärent entwickelte Zielartenansatz ist genauso für großmaßstäbige Anwendungen geeignet. Ein durchgehender Ansatz vom europäischen Netz NATURA 2000 über bundesweite Ansätze bis zur lokalen Anwendung sollte entwickelt werden. Dabei sind Ein-Art-Systeme nicht geeignet. Der Schutz von Zielartenkollektiven repräsentiert die Belange des Arten- und Biotopschutzes nur dann ausreichend, wenn Zielarten an mehreren Orten und (i.d.R.) nicht direkt (z.B. Erhaltungszucht, artspezifische-gärtnerische Lebensraumgestaltung, Bereitstellung von Nisthilfen etc.) gefördert werden, sondern durch Förderung/Wiederzulassen defizitärer Landschaftsfunktionen und durch entsprechende Landnutzungsintensität. Dann können Zielartenkollektive als Zeiger für die ausreichende Funktionsfähigkeit von Ökosystemkomplexen verwendet werden. Die bisherigen Ansätze sind verbesserungsfähig, wobei

die Zeigerfunktion noch genauer bestimmt werden muß. Die Zielartenauswahl erfordert immer eine vorausgehende Bestandsanalyse im jeweiligen Bezugsraum. Diesbezüglich braucht nicht mehr diskutiert zu werden, daß Aussagen für großmaßstäbige, flächenverändernde Planungen (alle Eingriffsplanungen, viele Naturschutzplanungen) wegen der ungenügenden Vorhersagbarkeit von Artenvorkommen auf der Grundlage von Struktur- oder Vegetationskarten nicht möglich sind, sondern sich nur aus aktuellen Bestandsaufnahmen verschiedener Zeigergruppen ableiten lassen. Es ist eine oft genug bewiesene und fachlich akzeptierte Tatsache. Jedes andere Vorgehen führt mit hoher Wahrscheinlichkeit zu groben Abwägungsfehlern.

Wann aber beginnt die Bestandsaufnahme/-analyse unverhältnismäßig zu werden? Oder sind, beim vergleichsweise "schlechten" deutschen Forschungsstand der Freiland- und Populationsbiologie (KAULE & HENLE 1991), bei Zielartenkonzepten nicht immer gleich mehrere Populationsgefährdungsanalysen je Planung erforderlich? Gibt es Wegweiser für die Grauzone, die zwischen notwendigen entscheidungserheblichen und lediglich wünschenswerten exakten Daten besteht?

Zunächst helfen Erfahrungswerte. Das sind Handlungsanweisungen, die aus dem Austesten verschiedenen umfangreicher Untersuchungen bezüglich der Planungsrelevanz von Ergebnissen oder durch Abfragen von Expertenmeinungen, z.T. aufgrund theoretischer Überlegungen gewonnen wurden. So gut wie jede dieser Erfahrungen bzw. Expertenmeinungen (FINCK ET AL. 1992; RIECKEN 1992; RECK 1992) weist auf den Sonderfall hin, darauf, daß der Gebietsbearbeiter aufgrund plausibler, überzeugender Hypothesen von Analysestandards abweichen muß. Das Messen von Planungsrelevanz ist aber schwierig, denn Planungsrelevanz ist eine politische oder zwischenmenschliche Größe und sie ist abhängig vom Wert- und Zielsystem. Vergleichsweise einfach ist es noch, Auswirkungen verschiedener Untersuchungsintensitäten auf die Flächenbewertung zu testen. Problematisch ist dabei aber die Abhängigkeit vom Bewertungsverfahren. Komplizierter und noch nicht untersucht ist die Auswirkung verschiedener Untersuchungsintensitäten im Hinblick auf die Durchsetzungsfähigkeit von Aussagen.

Die Belastbarkeit von biologischen Daten wird noch selten durch Gegengutachten getestet. Diese sind bisher meist Plausibilitätsgutachten und hinterfragen zusätzlich, ob dem Stand der Literatur entsprechend gearbeitet wurde. Am aufschlußreichsten wären Erfolgskontrollen, die geeignet sind, Planungsprognosen zu testen. Dazu bedarf es aber erst einmal eindeutiger Prognosen und der Festlegung eindeutig meßbarer Planungsziele, insbesondere der Nennung von Zielarten und Zielgrößen. Planungsbegründungen wie "Erhöhung der bioökologischen Diversität" sind für sich selbst sprechende Karikaturen.

Dringende Aufgabe der Naturschutzforschung wäre der Test von Bestandsanalysen auf Planungsrele-

vanz und in bezug auf Zielartensysteme bezüglich des "Mitnahmeeffektes" ein Vergleich mit alternativen Schutzzieleableitungen. Nach den bisherigen Erfahrungen genügt für die Erstaufnahme eine jeweils annähernd vollständige Erfassung der Arten verschiedener Artengruppen (bei bestimmten Insektengruppen auch von saisonalen Ausschnitten des Bestandes) und eine Häufigkeitsschätzung und Areal-schätzung für besonders schutzbedürftige Arten (Zielarten) sowie eine Interpretation vorhandener Literatur für die Fragestellung des Planfalles. Danach kann die Reduktion auf wenige Zielarten die weitere Planung, die Erfolgskontrolle und ein Monitoring für kurze Zeitintervalle erheblich vereinfachen und verbessern.

Zu den ökologischen Ansprüchen von Populationen und zu Wirkungen von Veränderungen besteht immer noch großer Forschungsbedarf (s.o.), der aber - weil mehrjährige Untersuchungen erforderlich - nicht Aufgabe einzelner Planungsvorhaben sein kann. Einzelfallspezifische Populations(-gefährdungs-)analysen für Planungsvorhaben sind nach bisherigen Erfahrungen nur im Ausnahmefall erforderlich, nämlich bei

1. Planungen, die potentiell besonders schutzrelevante Populationen beeinträchtigen würden und in denen eine sichere Prognose der Wirkung anders nicht erreicht werden kann;
2. Planungen, in denen notwendige "Sicherheitszuschläge" in bezug auf Literaturinterpretationen nicht zugestanden werden;
3. spezifische Artenschutzplanungen (Artenschutzprogramme) für unzureichend erforschte Arten.

Literatur

ARNDT, U.; W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1987):
Bioindikatoren.- Ulmer, Stuttgart.

BEGON, M.; J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND (1991):
Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften.- Birkhäuser, Basel: 1.007 S.

BINOT, M.; R. BLESS; P. BOYE; H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (1998):
Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.- Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 55: 434 S.

BÖCKER, R. (Hrsg., 1997):
Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moor-komplexes Wurzacher Ried.- Agrarforschung in Baden-Württemberg 28, Ulmer, Stuttgart: 336 S.

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

ECKERT, G; H. JACOB & M. BUCHWEITZ (1998):
Integriertes Grünlandkonzept. Wissenschaftliche Begleituntersuchung im Modellprojekt Konstanz.- Forschungsbericht des Instituts für Pflanzenbau und Grün-

land, Fachgebiet Grünlandlehre der Universität Hohenheim (unveröff.).

FINCK, P.; D. HAMMER; M. KLEIN; A. KOHL; U. RIECKEN; E. SCHRÖDER; A. SSYMANK & W. VÖLKL (1992):
Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes.- Natur und Landschaft, 67 (7/8): 329-340.

FOPPEN, R. & R. REIJNEN (1994):
The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway.- J. Appl. Ecol., 31: 95-101.

GERKEN, B. & C. MEYER (Hrsg., 1996):
Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas?- Natur- und Kulturlandschaft 1, Hörter: 205 S.

GESETZ ZUM ÜBEREINKOMMEN ÜBER DIE BIOLOGISCHE VIELFALT
vom 30.08.1992.- BGBl II 1993: 1.741.

HABER, W. (1972):
Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung.- Innere Kolonisation, 21: 294-298.

HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991):
Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Berichte aus der Ökologischen Forschung, 1: 277 S.; Forschungszentrum Jülich.

ILLNER, H. (1992):
Effect of roads with heavy traffic on grey partridge (*Perdix perdix*) density.- Gilbier Faune Sauvage, 9: 467-480.

KARL, J. (1994):
Formale und inhaltliche Anforderungen an die Landschaftsplanung. Teil 2: Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung in der Bebauungsplanung.- Naturschutz und Landschaftsplanung, 26 (6): 221-228.

KAULE, G. (1986):
Arten- und Biotopschutz.- UTB Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 416 S.

——— (1991):
Arten- und Biotopschutz.- 2. Auflage, UTB Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 519 S.

KAULE, G. & K. HENLE (1991):
Überblick über Wissensstand und Forschungsdefizite.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, Forschungszentrum Jülich: 2-44.

KAULE, G. & M. SCHÖBER (1985):
Ausgleichbarkeit von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Schriften. Bundesmin. f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, 314: 80 S.

KAULE, G.; R. WALTER & H. RECK (1998):
Minimum Standards of Biodiversity (MSB) deve-

lopment and operationalisation in the target species concept (TSC) of Baden-Württemberg (i. Druck).

KELLER, V. (1991):

The effect of disturbance from roads on the distribution of feeding sites of geese (*Anser brachyrhynchus*, *A. anser*), wintering in North-East Scotland.- *Ardea*, 79: 229-232.

MÜHLENBERG, M. (1993):

Die Erforschung des Flächenanspruches von Tierpopulationen - Abhängigkeiten von der Biotopqualität, Konsequenzen für die Eingriffsplanung.- In: Die Beurteilung von Landschaften für die Belange des Arten- und Biotopschutzes als Grundlage für die Bewertung von Eingriffen durch den Bau von Straßen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, 636; Bonn; 119-130.

PFISTER, H.-P.; V. KELLER; H. RECK & B. GEORGII (1998):

Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege Hauptbericht.- Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik (i. Druck).

QUINGER, B.; U. SCHWAB; A. RINGLER; M. BRÄU; R. STROHWASSER & J. WEBER (1995):

Lebensraumtyp Streuwiese.- Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II; Hrsg. v. Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München: 396 S.

RECK, H. (1992):

Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biotopskriptoren.- Naturschutz und Landschaftsplanung, 24 (4): 129-135.

——— (1998):

Maßnahmen zur Sicherung und Ausweitung des Lebensraumes gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften in der Flurbereinigung Hettingen: Arten- und Biotopschutzkonzeption.- Schr.R. des Landesamts für Flurneuordnung und Landentwicklung Baden-Württemberg, 7, Kornwestheim: 108 S. + Karten.

RECK, H.; R. WALTER; E. OSINSKI; T. HEINL & G. KAULE (1996):

Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg: Das Zielartenkonzept.- Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds; Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart: 1.730 S. + Kartenband.

REIJNEN, R. & R. FOPPEN (1994):

The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close a highway.- *J. Appl. Ecol.*, 31: 85-94.

——— (1995):

The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway.- *J. Appl. Ecol.*, 32: 481-491.

REIJNEN, R.; R. FOPPEN; C. TER BRAAK & J. THISSEN (1995):

The effects of car traffic on breeding bird populations in

woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads.- *J. Appl. Ecol.*, 32: 187-202.

REIJNEN, R.; R. FOPPEN & G. VEENBAAS (1997): Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors.- *Biodiversity and Conservation*, 6: 567-581.

RIECKEN, U. (1992):

Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung.- Schr.-R. Landschaftspflege u. Naturschutz, 36, Bonn-Bad Godesberg: 187 S.

RIECKEN, Ü.; U. RIES & A. SSYMANK (1994):

Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 41: 184 S.

SCHLUMPRECHT, H. & W. VÖLKL (1992):

Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen.- *Natur und Landschaft*, 67 (1): 3-7.

SCHWOON, G. (1998):

Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen im Straßenbau.- *Landschaftstagung Erfurt* (i. Druck).

SRU (DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1994):

Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung.- Metzler-Poeschel, Stuttgart: 378 S.

STRAILE, D. (1991):

Brutvögel in Hecken an Straßen - Bruterfolg und Nistökologie.- Diplomarbeit; Universität Konstanz (unveröff.): 119 S.

TRAUTNER, J. (HRSG., 1992):

Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9. - 10. November 1991.- *Ökologie in Forschung und Anwendung*, 5; Josef Margraf, Weikersheim: 254 S.

WALTER, R.; H. RECK & G. KAULE (1998):

Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg (Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum geplanten Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg).- *Natur und Landschaft* 73 (1): S. 9-25.

ZANDE, VAN DER A.N.; W.J. TER KEURS & W.J. VAN DER WEIJDEN (1980):

The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - evidence of a long-distance effect.- *Biological Conservation* 18: 299-321.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Heinrich Reck
Ökologiezentrum der Universität Kiel
Fachabteilung Landschaftsökologie
Schauenburger Straße 112
D-24118 Kiel

Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung

- Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminden

Robert BRINKMANN, Carsten BRAUNS, Jürgen JEBRAM & Ivo NIERMANN

1 Einführung

1.1 Problemaufriß und Zielsetzung

Die Notwendigkeit, faunistisch-tierökologische Daten in der Landschaftsplanung zu berücksichtigen, ist inzwischen weitgehend anerkannt (z.B. RIECKEN 1996; RIEDL 1996), da mit der alleinigen Verwendung von floristisch-vegetationskundlichen Daten dem gesetzlichen Auftrag zum Schutz der wildlebenden Tiere in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt (§ 1 und § 2 Abs. 10 Bundesnaturschutzgesetz BNatSchG) nicht genüge getan werden kann. Jedoch werden derzeit faunistisch-tierökologische Belange in der Landschaftsplanung nur unzureichend berücksichtigt (BRINKMANN 1998, RIECKEN 1996).

Auch in vielen niedersächsischen Landschaftsrahmenplänen (LRP) sucht man vergebens nach einer planerischen Einbindung von Tierdaten. Die Einbeziehung faunistisch-tierökologischer Daten beschränkt sich oft allein auf die Erstellung von Artenlisten und die Ermittlung "wichtiger Bereiche" Hauptgrund für diese Situation sind sicherlich die unzureichenden finanziellen Mittel, die einen engen Rahmen für die Erarbeitung des Landschaftsrahmenplans setzen. Es zeigen sich jedoch auch Mängel bei der Konzeption des tierökologischen Beitrages. Für den Tierartenschutz wichtige Fragen, wie (vgl. PLACHTER 1989, 121):

wo sollen welche Arten vorrangig geschützt werden?

welche Bestandsgrößen sind nötig und möglich?

welche Arten bzw. Biozönosen sind besonders "verinselt" und auf einen Austausch von Individuen angewiesen?

werden überwiegend nur unzureichend bearbeitet. Die Beantwortung dieser Fragen erscheint jedoch notwendig, wenn einer der Leitlinien des niedersächsischen Landschaftsprogrammes - dem Schutz aller "charakteristischen Pflanzen- und Tierarten sowie Gesellschaften in langfristig überlebensfähigen Populationen" (MELF 1989, 40) - entsprochen werden soll.

Während in anderen Bundesländern parallel zur Landschaftsplanung neue Planungsinstrumente des Arten- und Biotopschutzes etabliert wurden (z.B.

Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern, Biotopsystemplanung Rheinland-Pfalz, Zielartenkonzept Baden-Württemberg) sollen diese Fragen in Niedersachsen innerhalb der Landschaftsplanung behandelt werden.

Der Beitrag will Empfehlungen zur Berücksichtigung von Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung geben. Dazu wurden die außerhalb Niedersachsens entwickelten Konzepte auf ihre Verwendbarkeit für die niedersächsische Landschaftsrahmenplanung geprüft und darauf aufbauend ein eigenes Konzept entwickelt. Die eigenen Empfehlungen werden an einem konkreten Praxisbeispiel erprobt und erläutert. Grundsätzliche Probleme bei der Verwendung von Zielarten in der Landschaftsplanung werden abschließend diskutiert.

1.2 Aufgaben und Ziele des Landschaftsrahmenplanes in Niedersachsen

Der Landschaftsrahmenplan wird für das Gebiet eines Landkreises oder einer Stadt mit eigenständiger unterer Naturschutzbehörde aufgestellt. Er stellt das zentrale Planungsinstrument für Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen dar, da im übergeordneten Landschaftsprogramm kaum flächenbezogene Aussagen gemacht werden und nachgeordnete Landschaftspläne bisher nur in wenigen Gemeinden in Niedersachsen aufgestellt wurden (vgl. MU 1995).

Der Landschaftsrahmenplan besitzt eine Doppelfunktion als eigene Fachplanung des Naturschutzes und als Beitrag zur räumlichen Gesamtplanung. Als Fachplan für Naturschutz und Landschaftspflege muß er in Niedersachsen nicht mit anderen Fachplanungen abgestimmt werden (RdErl. d. MELF v. 31.7.1987). Er soll eine gutachtliche, fachlich fundierte Grundlage für das Handeln der unteren Naturschutzbehörden bilden. Als Beitrag zum Regionalen Raumordnungsprogramm, das in Niedersachsen ebenfalls auf der Ebene von Land- bzw. Stadtkreisen erstellt wird, nimmt der LRP vor allem Einfluß auf die Ausweisung von Vorrang- und Vorsorgegebieten für Natur und Landschaft.

Gegenstand des Landschaftsrahmenplans sind die verschiedenen Schutzgüter des Niedersächsischen

Naturschutzgesetzes (NNatG). Basierend auf den Ergebnissen der Bestandsaufnahme und -bewertung sollen im Planungsteil alle Notwendigkeiten und Möglichkeiten zum Erhalt von Bereichen mit aktuell wenig beeinträchtigten Leistungen des Naturhaushaltes und zur Verbesserung von Bereichen mit beeinträchtigten Leistungen des Naturhaushaltes, etwa durch eine Schutzgebietskonzeption oder Anforderungen an derzeitige und künftige Nutzungen, aufgezeigt werden (DRESSLER & FRISSE 1993; NLVA-FFN 1996). Für den Arten- und Biotopschutz besitzt der Landschaftsrahmenplan einen besonderen Stellenwert, da die Erstellung eigenständiger Arten- und Biotopschutzprogramme wie in anderen Bundesländern vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, Fachbehörde für Naturschutz (NLÖ-FFN) nicht für notwendig gehalten wird (BIERHALS ET AL. 1997). Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes sollen im Landschaftsrahmenplan erarbeitet werden. Nach BIERHALS (1997, 119) ist ein aufzustellendes Biotopverbundsystem "zentraler Inhalt eines Landschaftsrahmenplans, und nicht, wie dies andernorts gelegentlich geschieht, als eigenständige Planung zu entwickeln" Bei der Fortschreibung soll der LRP zukünftig durch weniger Text, mehr "Kartenorientiertheit" und eine Vereinheitlichung der Inhalte und deren Darstellung umsetzungsorientierter und verständlicher werden (BLANKE ET AL. 1996).

Der faunistisch-tierökologische Fachbeitrag im Landschaftsrahmenplan ist vertikal in die Planungshierarchie der Landschaftsplanung als auch integral in die Bearbeitung der Schutzgüter nach dem NNatG innerhalb des Landschaftsrahmenplans eingebunden. Die vertikale Einbindung ergibt sich aus der hierarchischen Vierstufigkeit der Landschaftsplanung in Niedersachsen (Landschaftsprogramm Landschaftsrahmenplan - Landschaftsplan - Grünordnungsplan). Das wesentliche übergeordnete Planungsinstrument für den Landschaftsrahmenplan ist das niedersächsische Landschaftsprogramm (MELF 1989), das den programmatischen Rahmen für das Naturschutzhandeln in Niedersachsen erarbeitet. Wesentliche Forderung des Landschaftsprogrammes ist, daß in den verschiedenen naturräumlichen Regionen "alle charakteristischen Pflanzen- und Tierarten sowie Gesellschaften in langfristig überlebensfähigen Populationen leben können" (MELF 1989, 38). Konkrete Aussagen zu aus landesweiter Sicht schutzwürdigen Arten oder zu Flächen, die eine besondere Bedeutung für Tierarten haben, werden fast nicht gemacht. Somit muß die Forderung nach dem Erhalt der Arten in langfristig überlebensfähigen Populationen auf der Ebene des LRP konkret mit den Aussagen, welche Arten auf welchen Flächen und mit welchen Maßnahmen zu erhalten sind, ausgefüllt werden. Die im LRP auf regionaler Ebene entwickelten Ziele und Maßnahmen stellen ihrerseits Vorgaben für die untergeordneten Planungsebenen, also für die Landschafts- und Grünordnungspläne, dar.

1.3 Derzeitige Praxis des tierökologischen Beitrages im Landschaftsrahmenplan

Die formalen und inhaltlichen Anforderungen, wie sie im vorherigen Abschnitt formuliert wurden, werden in der Planungspraxis derzeit vielfach nicht erfüllt. Hauptgrund ist die immer enger werdende finanzielle Ausstattung der mit der Landschaftsplanung befaßten Stellen (SCHULZ & SIPPEL 1995). Beim niedersächsischen Modell muß insgesamt mit einer Mindestbearbeitungszeit von ca. 5 Jahren gerechnet werden, wobei die Erarbeitung des Vorentwurfes mindestens 3 Jahre dauert (FRISSE 1992). Dabei stellt sich angesichts der außergewöhnlich hohen Anforderungen an die flächendeckende Bestandsaufnahme die Frage nach der Verhältnismäßigkeit der Bestandsaufnahme gegenüber dem Planungsteil (SCHULZ & SIPPEL 1995). Es liegen daher Vorschläge vor, die Bearbeitungszeit vor allem auf Kosten der Bestandsaufnahme zu verkürzen und stärker den eigentlichen Planungsteil zu gewichten.

Die Einbeziehung tierökologischer Belange in die bisher bearbeiteten Landschaftsrahmenpläne fand inhaltlich und methodisch in sehr unterschiedlichem Maße statt, obwohl die seit 1989 in Niedersachsen erstellten Pläne weitgehend nach Maßgabe der Hinweise der Fachbehörde für Naturschutz bearbeitet wurden. Nach einer Auswertung von 9 LRPs aus Niedersachsen durch SCHULZ & SIPPEL (1995) spielt die Verwendung faunistisch-tierökologischer Daten in den Planungsschritten oft nur eine untergeordnete Rolle. In den untersuchten LRPs wurden faunistische Daten zwar vielfach erhoben (in 7-8 von 9 LRPs), und gingen überwiegend in die Ermittlung wichtiger Bereiche ein. Jedoch sind nur für 2 LRPs kreisweit-flächendeckend Erfassungen für ausgewählte Arten oder Artengruppen durchgeführt worden.

Auch erfolgt i.d.R. bei der Ermittlung der wichtigen Bereiche keine Berücksichtigung räumlich-funktionaler Aspekte, die aus den tierökologisch-faunistischen Informationen abzuleiten sind. Nach einer eigenen kursorischen Durchsicht verschiedener LRPs finden tierökologische Daten auch im Zielkonzept kaum Eingang. Aus den tierökologischen Daten abgeleitete Ziele und Maßnahmen werden erst bei den "Maßnahmen des besonderen Artenschutzes" nach dem eigentlichen Zielkonzept genannt. Eine landschaftsökologische Betrachtungsweise, die die vegetationskundlich-floristischen und faunistisch-tierökologischen Erfassungsergebnisse verknüpft, unterbleibt oft.

2. Empfehlung für die Verwendung von Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung und deren Erprobung

Methodische Vorbemerkungen

Die folgenden Empfehlungen werden in der Reihenfolge der Planungsschritte in der niedersächsi-

schen Landschaftsrahmenplanung dargestellt. In jedem Kapitel werden

- die planerischen Anforderungen dargelegt,
- die relevanten Aspekte anderer Konzepte diskutiert,
- eigene Empfehlungen erarbeitet und an einem Praxisbeispiel erprobt.

Die *formalen und inhaltlichen Anforderungen* an die Einbindung faunistisch-tierökologischer Beiträge beziehen sich auf die Richtlinie des MELF (RdErl. d. ML v. 31.7.1987), auf die Hinweise des Fachbehörde für Naturschutz (NLVA-FfN 1996) und das neue Gliederungsschema des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Fachbehörde für Naturschutz (1997), das für die Fortführung der Landschaftsrahmenpläne gelten soll.

Folgende *Konzepte anderer Bundesländer und Regionen* wurden in Hinblick auf *relevante Aspekte* für die eigene Fragestellung näher betrachtet (für eine ausführliche Diskussion vgl. BRAUNS ET AL. 1997):

- Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) Bayern (BAYER. StMLU 1991, 1992, 1995),
- Planung vernetzter Biotopsysteme (VBS) Rheinland-Pfalz (LfUG & FÖA 1996; MUG RhPf 1990),
- Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) Sachsen-Anhalt (LAU 1997),
- Ziel- und Handlungsrahmen für den regionalen zoologischen Artenschutz, Modellregion Biosphärenreservat Rhön (ALTMOOS 1997),
- Zielartenkonzept (ZAK) Baden-Württemberg (RECK ET AL. 1994; WALTER ET AL. 1998),
- Zielartenkonzept von MÜHLENBERG ET AL. mit den beiden Analysemethoden PVA (Populationsgefährdungsanalyse, PVA für population viability analysis) und SCHNEP (Biologische Schnellprognose) (u.a. AMLER ET AL. 1996; HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993; MÜHLENBERG ET AL. 1996; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997; VOGEL ET AL. 1996).

Anschließend werden für jeden Planungsschritt *Empfehlungen* zu einer besseren Integration von faunistisch-tierökologischen Daten in den niedersächsischen LRP gegeben. Sie bauen auf dem von BRINKMANN (1998) für die niedersächsische Landschaftsplanung entwickelten Konzept auf.

Die Empfehlungen werden um Beispiele aus einer *Erprobung* am Landschaftsrahmenplan des Landkreises Holzminden ergänzt (BRAUNS ET AL. 1997). Für den Landkreis Holzminden lag bereits ein aktueller Landschaftsrahmenplan vor (LANDKREIS HOLZMINDEN 1996). Der tierökologische Beitrag basierte auf einer relativ guten Datelage und ist im landesweiten Vergleich als überdurchschnittlich gut einzuschätzen. Er weist aber in Teilen auch die unter Punkt 1.2 geschilderten Defizite auf. Auf der Basis der Ausgangsdaten (Verbreitungsangaben von Tierarten im Landkreis, flächendeckende Biotopkartierung) werden die eigen-

nen Empfehlungen beispielhaft umgesetzt und kritisch diskutiert.

Der Landkreis Holzminden liegt im Weser-Bergland Südniedersachsens an der Grenze zu Nordrhein-Westfalen im Regierungsbezirk Hannover und umfaßt eine Fläche von 692km². Es wurde bewußt ein bereits bestehender Landschaftsrahmenplan hoher Qualität ausgewählt, um das eigene Ergebnis mit den im LRP vorhandenen Aussagen vergleichen zu können. Die Erprobung beschränkt sich auf den Biototyp "Kalkmagerrasen" sowie auf den von diesem mitgeprägten Biotopkomplextyp "Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte". Beide Typen weisen eine gute faunistische Datenbasis auf und haben in diesem Landkreis eine hohe Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz.

2.1 Auswahl der zu untersuchenden Artengruppen

Entsprechend den Angaben des NLÖ-FfN kommen für eine ergänzend zur Biotopkartierung durchzuführende Tierarterfassung folgende Gruppen in Betracht: Säugetiere, Vögel, Lurche, Kriechtiere, Fische, Tag- und Nachtfalter, Libellen, Heuschrecken und weitere Wirbellose (NLÖ-FfN 1996). Die in der Praxis mit Abstand am häufigsten berücksichtigten Artengruppen sind Amphibien, Libellen, Heuschrecken, Vögel und Reptilien (BRINKMANN 1998).

Ohne daß dies explizit genannt wird, basiert die gegebene Empfehlung auf der Grundannahme, daß nur ein Teil der gesamten Tierwelt überhaupt erfaßt werden kann. Die zu erfassenden Arten sollen stellvertretend für andere Arten oder ganze ökologische Gilden stehen (vgl. RECK 1992; RIECKEN 1992 u.v.a.). Solche Arten, die für andere Arten stehen, ohne daß damit bereits normative Inhalte verknüpft werden, werden auch als Zeigerarten bezeichnet (RECK 1992; BRINKMANN 1998). Neben diesem Ansatz, der die Betrachtung der gesamten Tierwelt als Schutzgegenstand gewährleistet, sind insbesondere auch die artenschutzrechtlich hervorgehobenen und/oder tatsächlich gefährdeten Tierarten von besonderer Relevanz.

Neben diesen inhaltlichen Anforderungen zur Auswahl von Tierarten sind auch die instrumentellen Rahmenbedingungen der Landschaftsplanung zu beachten. Die hierarchisch aufgebaute, mehrstufige Landschaftsplanung besitzt auf jeder Planungsebene differenzierte Aufgaben. Der Landschaftsrahmenplan soll die regionalen Erfordernisse von Naturschutz und Landschaftspflege darlegen (vgl. Pkt. 1.2).

Hinweise zur Ermittlung im Plangebiet wichtiger Arten lassen sich aus mehreren der betrachteten Ansätze gewinnen. Im folgenden wird dem Ansatz von RECK ET AL. (1994) gefolgt, der im Rahmen des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg (ZAK) entwickelt wurde. Er ist für die niedersächsische

Landschaftsplanung von besonderem Interesse, weil er mit der Zuweisung unterschiedlicher Schutzprioritäten (Kategorien "Landesart", "Naturraumart") und deren anschließender Regionalisierung hierarchisch differenziert ist. Das ZAK Baden-Württemberg zeichnet sich darüberhinaus - wie aber auch die Zielartenermittlung des Ansatzes von ALTMOOS (1997) - durch eine Heranziehung praxisnaher Auswahlkriterien und großer Transparenz bei den artspezifischen Wertzuweisungen aus. Beim ZAK Baden-Württemberg, dem ABSP Sachsen-Anhalt und dem Konzept von ALTMOOS (1997) ist zudem der Bezug der wichtigen Arten zu naturräumlichen Einheiten positiv hervorzuheben. Diesem schon seit längerem erhobenen naturschutzfachlichen Anspruch (vgl. z.B. BLAB 1993; PLACHTER 1991) können Konzepte, die sich an kleinräumigeren, politischen Raumeinheiten wie Landkreisen orientieren (müssen), wie die Planung vernetzter Biotopsysteme Rheinland-Pfalz, das Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) Bayern und auch der niedersächsische Landschaftsrahmenplan, nicht gerecht werden. Das ZAK Baden-Württemberg ermittelt die für die Naturräume des Landes prioritär zu schützenden Arten und leitet daraus qualitative und quantitative Zielvorstellungen ab. Aufgrund der übergeordneten Betrachtungsweise lassen sich die aus internationaler, bundes- und landesweiter Sicht notwendigen Prioritäten im Artenschutz benennen. Eine solche Betrachtung liegt in Niedersachsen nicht vor. Die Ableitung von Arten mit hoher Schutzpriorität muß daher in jedem Einzelfall erfolgen. Dieser Schritt ist nach Auffassung der Autoren vor Beginn der Bestandsaufnahme erforderlich, um eine gezielte Erfassung der Informationen, die in der Bewertung sowie dem Zielkonzept voraussichtlich benötigt werden, zu gewährleisten.

Dieser Arbeitsschritt beinhaltet bereits normative Inwertsetzungen. Die Empfehlung sieht dementsprechend ein möglichst transparentes und nachvollziehbares Vorgehen vor, d.h. die Auswahlkriterien und deren Gewichtung untereinander werden offengelegt (vgl. JESSEL 1996).

Im Ergebnis entsteht eine Liste "vorläufiger Zielarten". Eine begriffliche Differenzierung zu den "Zielarten" ist u.E. notwendig, weil der Zielartenbegriff enger zu fassen ist. Zielarten dienen der räumlichen Konkretisierung von Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege (vgl. ZEHLIUS-ECKERT in diesem Band). Die "vorläufigen oder potentiellen Zielarten" im Sinne von prinzipiell prioritären Arten werden im weiteren Planungsprozeß zu eigentlichen Zielarten, wenn die Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes räumlich konkretisiert werden. D.h. wenn nach internen Zielentscheidungen des Arten- und Biotopschutzes die Entwicklungsrichtung und die Maßnahmen für eine konkrete Fläche bekannt sind und diese sich an einigen Arten (Zielartenkollektive) orientieren können. Grundlage für die Ermittlung der vorläufigen Zielarten sollte eine Gesamtartenliste aller im Kreis in den

letzten 10-20 Jahren nachgewiesenen Tierarten sein. Aus dieser Liste werden durch ein Bewertungsverfahren die vorläufigen Zielarten ermittelt (vgl. Tab. 1). Die Kriterien, die zur Auswahl herangezogen werden, orientieren sich an den von RECKET AL. (1994) verwendeten (vgl. auch BRINKMANN 1998; SCHULZ & SIPPEL 1995). Demnach sollten die Arten:

- einen hohen Schutzbedarf haben,
- eine eingeschränkte Verbreitung oder einen Verbreitungsschwerpunkt haben,
- Schlüsselarten sein oder
- besondere Raumansprüche haben.

Tabelle 1 zeigt das Resultat von zwei Arbeitsschritten. Der erste Arbeitsschritt ist die *Zuweisung von Arten zu Planungsebenen* bzw. deren Benennung als Landes-, Regional-, oder Lokalart. Die jeweilige Planungsebene trägt für die ihr zugewiesenen Arten Verantwortung und sollte zu ihnen erstmalig Aussagen treffen, z.B. das Land im Landschaftsprogramm zu einer Landesart (vgl. BRINKMANN 1998; RIECKEN 1996). Die wertbestimmenden Kriterien werden hierzu den Arten zugeordnet, wobei jeweils das am höchsten eingestufte Kriterium bei einer Art für ihre Einstufung als "Landesart", "Regionalart" oder "Lokalart" entscheidend ist. Als letzte Gruppe bleiben jene Arten, die keine der aufgeführten Kriterien erfüllen. Resultat dieser Zuweisung ist daher eine vierstufige Werteskala.

Im zweiten Arbeitsschritt werden den Arten *Schutzprioritäten* aus Sicht der Landschaftsrahmenplanung zugewiesen. Die Setzung von Schutzprioritäten ist notwendig, da es aufgrund der knappen zeitlichen und finanziellen Ressourcen nicht möglich sein wird, für alle im Kreis wichtigen Arten Aussagen zu treffen bzw. entsprechende Erfassungen durchzuführen. Für den LRP werden drei Prioritätsstufen vorgeschlagen (diese Stufen sind in Tabelle 1 mit Hilfe von Grauwerten dargestellt):

- 1. *Schutzpriorität* erlangen alle Landesarten sowie Regionalarten, die mindestens stark gefährdet oder potentiell gefährdet sind. Diesen Arten kommt eine ganz besondere Bedeutung zuteil. Im Landschaftsrahmenplan müssen für diese Arten vorrangig Schutzstrategien entwickelt werden. Aufgrund der z.Zt. fehlenden planerischen Vorgaben in Niedersachsen müssen die Landesarten im LRP zusätzlich zu den Regionalarten ermittelt und bearbeitet werden.
- Die Arten der 2. *Schutzpriorität* umfassen die weniger schutzbedürftigen Regionalarten, z.B. die Arten der bundes- und landesweiten Vorwarnlisten.
- Die Lokalarten erhalten die 3. *Schutzpriorität*.
- Alle übrigen Arten, die den aufgeführten Kriterien nicht zugeordnet werden können, erhalten auf Kreisebene keine besondere Schutzpriorität. Bei ihnen ist auf der lokalen Ebene weiter zu differenzieren.

Eine Ausnahme von dieser Prioritätenzuweisung findet sich bei Arten mit einem besonderen Raum-

Tabelle 1

Ermittlung der im Kreis wichtigen Arten (in Anlehnung an RECK ET AL. 1994; BRINKMANN 1998). Kursiv gedruckte Felder deuten an, daß diese Kriterien und ihre Skalierung nur wenig operationalisiert sind, so daß auf eine Begründung der Zuordnung nicht verzichtet werden kann.

Planungsebene	Land	Land-/Stadtkreis	Gemeinde
Bezeichnung der Art	Landesart	Regionalart	Lokalart
Kriterium			
Gefährdung und Seltenheit nach Rote Liste und FFH-Richtlinie Aktuelle (und/oder regionalisierte) Rote Liste liegt vor	FFH-Arten des Anhang II; Vogelarten der EG-Vogelschutz-RL <ul style="list-style-type: none"> • bundesweit: ausgestorben/vom Aussterben bedroht/stark gefährdet/potentiell gefährdet • landesweit: ausgestorben/vom Aussterben bedroht/stark gefährdet/potentiell gefährdet 	<ul style="list-style-type: none"> • bundesweit gefährdet • landesweit gefährdet • regional¹⁾: ausgestorben/vom Aussterben bedroht/stark gefährdet/potentiell gefährdet 	<ul style="list-style-type: none"> • Art der Vorwarnstufe (wenn fehlt: <i>regional rückläufig¹⁾</i>)* • regional gefährdet¹⁾
Aktuelle (und/oder regionalisierte) Rote Liste liegt nicht vor	<i>stenotopé Arten mit Anpassung an von vollständiger Vernichtung bedrohten und stark gefährdeten Lebens-raumtypen</i>	<ul style="list-style-type: none"> • <i>regional stark rückläufig¹⁾</i> • <i>regional nur wenige oder kleine Vorkommen¹⁾</i> • <i>stenotopé Arten mit Anpassung an gefährdete Lebensraumtypen</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>regional schwach rückläufig¹⁾</i> • <i>weniger stenotopé Arten mit Anpassung an gefährdete Lebensraumtypen</i>
Eingeschränkte Verbreitung/Schwerpunkt-vorkommen	<ul style="list-style-type: none"> • <i>in Mitteleuropa einen Schwerpunkt im Land Niedersachsen</i> • <i>endemische Art in Niedersachsen</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>in Niedersachsen Schwerpunkt vorkommen in einem oder wenigen Naturräumen¹⁾</i> • <i>Arealrand verläuft durch Niedersachsen²⁾</i> 	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">1. Schutzpriorität</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">3. Schutzpriorität</div> <p style="text-align: center;">↓</p> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">2. Schutzpriorität</div>
Synökologische Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> • <i>essentielle Schlüsselart</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>weniger bedeutsame Schlüsselart</i> 	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">Schutzpriorität ergibt sich nur in Kombination mit einem anderen Kriterium</div> <p style="text-align: center;">↓</p>
Raumanspruch	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Arten mit sehr großen Raumsprüchen</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Art mit großen Raumsprüchen</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Art mit mittleren Raumsprüchen</i>

Erläuterung:

- 1) Kreis liegt in der betreffenden Rote-Liste Region / im betroffenen Naturraum bzw. naturräumlicher Region.
- 2) Arealrand liegt im Naturraum bzw. naturräumlicher Region.

anspruch. Die Einstufung von Arten entsprechend ihres unterschiedlichen Raumspruchs als Landes-, Regional- oder Lokalart soll zunächst sicherstellen, daß auf derjenigen Planungsebene Aussagen getroffen werden, die sich vom Maßstab her dazu eignet, die Raumnutzung dieser Arten adäquat zu analysieren, so z.B. die Landesebene für Arten mit sehr großen Raumsprüchen. Eine Schutzpriorität ergibt sich jedoch nur über die Erfüllung eines weiteren Kriteriums (Gefährdung, eingeschränkte Verbreitung/Schwerpunkt vorkommen, synökologische Bedeutung). Dieser Festlegung liegt zugrunde, daß Arten mit großem Raumspruch nicht per se vorrangig schutzbedürftig sein müssen, wie z.B. der Rothirsch.

Bildung vorläufiger Zielartenkollektive und einzelne wichtige Arten

Die Benennung von Schutzprioritäten für einzelne Tierarten erfolgte ohne Lebensraumbezug. Für die Landschaftsrahmenplanung ist jedoch eine zusammenfassende Betrachtung des Schutzgutes Arten und Lebensgemeinschaften erforderlich, um Beziehungen zwischen den einzelnen Tier- und Pflanzenartengruppen zu erkennen und die Fülle an Einzelzielen und Maßnahmen planerisch handhabbar zu halten. Als Basis für die Entwicklung von Zielen und Maßnahmen dienen daher die einzelnen Biotoptypen und Biotoptypenkomplexe.

In einem weiteren Arbeitsschritt sind die vorläufigen Zielarten zu Kollektiven unterschiedlicher Lebensräume und Lebensraumkomplexe zusammenzufassen (Zielartenkollektive). Der Detaillierungsgrad sollte sich dabei nach dem Planungsmaßstab richten. Arten, insbesondere solche mit sehr komplexen oder großen Raumansprüchen, die sich nicht einordnen lassen, müssen weiterhin gesondert betrachtet werden und ergänzen die Kollektive.

Weitere Eingrenzung der zu erfassenden Arten

Eine weitere Eingrenzung der zu erfassenden Arten kann anhand pragmatischer Kriterien erfolgen. In der Landschaftsrahmenplanung sollten nur solche Arten erfaßt werden, aus deren Vorkommen auch planerische Aussagen abgeleitet werden können. Voraussetzung hierfür ist bezogen auf die Tiergruppe ein guter Kenntnisstand zur Ökologie, zur Systematik, zur Verbreitung sowie zur Bestandsentwicklung und Gefährdung.

Fundierte Kenntnisse liegen i.d.R. nur für wenige Tierartengruppen vor, die von verschiedenen Autoren als "Standard-Artengruppen" bezeichnet werden (vgl. RECK 1992). Neben den inhaltlichen Kriterien sind bei diesen Artengruppen die instrumentellen Kriterien, z.B. das Vorhandensein geeigneter Erfassungsmethoden, möglichst geringer Bearbeitungsaufwand und die Verfügbarkeit von Bearbeitern in hohem Maße erfüllt (BRINKMANN 1998; SPANG 1992). Dem Kriterium Kenntnisstand können neben den Standard-Artengruppen zusätzlich auch regional gut bekannte Artengruppen und einzelne Arten genügen. Ausreichende Informationen können z.B. durch Untersuchungen regional arbeitender Experten oder Institutionen (z.B. Universitäten) vorliegen. Diese Informationen sollten mit vertretbarem Aufwand auszuwerten sein.

In Untersuchungsgebieten mit Vorkommen zahlreicher vorläufiger Zielarten ist es allerdings sinnvoll, eine Abschätzung vor der Freilanderfassung vorzunehmen, welche Artenkollektive und Einzelarten im Zielkonzept besonders hervorzuheben sein werden bzw. im Zielkonzept zur Ableitung von räumlich konkreten Zielen und Maßnahmen besonders geeignet sind. Bei der Bestandsaufnahme werden dann ausschließlich diese Arten erfaßt.

2.2 Bestandsaufnahme

Die Erfassung der Planungsgrundlagen muß rationalen Gesichtspunkten folgen. D.h. es sind nur solche Indikatoren zu erfassen, die zur planungsrelevanten Abbildung des Naturhaushaltes, in diesem Fall speziell der Tierlebensgemeinschaften, erforderlich sind. Dies erfordert seitens der Planung eine zielorientierte und an dringenden planerischen Problemen des Untersuchungsraumes orientierte Bestandsaufnahme.

Für die Erfassung von Tierarten wird für die Planungsebene des Landschaftsrahmenplanes bei den meisten Artengruppen eine stichprobenhafte Erfas-

sung gefordert (RECK 1992; BRINKMANN 1998). Lediglich für ausgewählte, besonders aussagekräftige Arten sollten genauere Untersuchungen erfolgen. Der Nachteil solcher stichprobenhaften Untersuchungen liegt darin, daß zumeist nur qualitative Nachweise möglich sind.

Von VOGEL ET AL. (1996) werden zur Umsetzung des Zielartenkonzeptes in der Landschaftsplanung mehrjährige quantitative Erfassungen nach dem Standard der Populationsgefährdungsanalysen (PVA) vorgeschlagen. Dieser Vorschlag verkennt die Praxis in der Landschaftsrahmenplanung sowohl hinsichtlich der zur Verfügung stehenden Geldmittel, Erfassungszeiträume wie auch personellen Kapazitäten. Der Einsatz von PVAs in der Landschaftsplanung wird von den Autoren ausgeschlossen.¹⁾ Interessante Aspekte für die Praxis der Landschaftsplanung bietet jedoch die "SCHNEP" (Biologische Schnellprognose zur Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit), die als vereinfachte Variante der PVA in den letzten Jahren von einigen Vertretern des Zielartenkonzeptes unter verstärkter Rücksichtnahme auf Planungsrestriktionen aufgewertet wurde (vgl. AMLER ET AL. 1996). Eine vereinfachte Form der im Rahmen der "SCHNEP" geforderten Datenerhebung ließe sich gegebenenfalls in Einzelfällen im niedersächsischen Landschaftsrahmenplan realisieren.

Der Umfang der Freilanderfassung wird im Einzelfall in Abhängigkeit von den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln, der Größe und naturräumlichen Ausstattung des Kreises und den vorliegenden Vorinformationen zu bestimmen sein.

Grundsätzlich wird jedoch vorgeschlagen:

eine *intensive Erfassung*, d.h. flächendeckende bis ggf. repräsentative und quantitative bis teilquantitative Erfassung der Arten 1. Schutzpriorität sowie jener Arten 2. Schutzpriorität, aus denen räumlich konkrete Ziele und Maßnahmen abgeleitet werden sollten;

eine *weniger intensive Erfassung*, d. h. repräsentative bzw. flächendeckende und teilquantitative Erfassung der Arten der 2. Priorität;

keine Freilanderfassung der Arten der 3. Priorität im Rahmen der Bearbeitung des Landschaftsrahmenplans.

Die Auswahl der Erfassungsgebiete richtet sich nach den vermuteten Vorkommen der zu erfassenden Arten. Gebiete, aus denen aktuelle Daten, die nicht älter als 5 Jahre sind, vorliegen, können i.d.R. bei der Freilanderfassung ausgespart werden. Die Auswahl wird wesentlich erleichtert, wenn die Biotoptypenkarte auf Grundlage von CIR-Luftbildern vorliegt. Aus dieser können die potentiellen Lebensräume der Arten abgeschätzt werden.

2.3 Bestandsdarstellung

Die zahlreichen erhobenen Daten und Informationen müssen auf ein planerisch handhabbares Maß reduziert werden, wobei zugleich eine transparente

Tabelle 2

Ausschnitt aus der Liste der im Kreis Holzminden in den Kalkmagerrasen und den Biotopkomplexen des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte nachgewiesenen vorläufigen Zielarten.

Arten	Kriterium: Gefährdung und Seltenheit				weitere relevante Kriterien	Einstufung		Empfehlung zur Erfassung
	FFH	Rote Listen				Ebene	Priorität	
	1	4	5					
REPTILIEN Quelle								
Schlingnatter - <i>Coronella austriaca</i>		3	2	-		La.	1	Rp / Tq
Zauneidechse - <i>Lacerta agilis</i>	-	-	3	-		Re.	2	Rp / Tq
...								
HEUSCHRECKEN Quelle		6	7	7	8			
Rote Keulenschrecke - <i>Gomphocerippus rufus</i>	-	-	2	2	Arealrand in naturräumlicher Region	La.	1	Fl / Tq
Warzenbeißer - <i>Decticus verrucivorus</i>	-	-	2	2		La.	1	Fl / Tq
...								

Erläuterung:

Nomenklatur der Arten nach den Roten Listen Niedersachsens;

Kriterium Gefährdung und Seltenheit:

FFH II = Art des Anhang II der FFH- Richtlinie;

Bezugsräume: BRD = Bundesrepublik Deutschland, NDS = Niedersachsen, REG = Region, i. d. R. naturräumliche Region. Gefährdungskategorien: 0 = Ausgestorben oder verschollen, 1 = Vom Aussterben bedroht, 2 = Stark gefährdet, 3 = Gefährdet, P = Potentiell gefährdet, V = Vorwarnstufe;

Fettdruck = die für die Einstufung als im Kreis wichtige Art relevante Ausprägung des Kriteriums

Einstufung nach Ebene: La. = Landesart, Re. = Regionalart, Lo. = Lokalart;

Einstufung nach Priorität: 1 = erste Schutzpriorität, 2 = zweite Schutzpriorität, 3 = dritte Schutzpriorität

Empfohlene Erfassung Fl = flächendeckend, Tq = teilquantitativ, Rp = repräsentativ

Quellen: 1) DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992, 4) BLAB et al. 1994, 5) PODLOUCKY & FISCHER 1994, 6) HARZ 1984, 7) GREIN 1995a.

Darstellung, ein ausgewogenes Verhältnis zum Gesamtumfang des Landschaftsrahmenplans, aber auch eine hinreichende Aussagenschärfe und -tiefe für die Ableitung von Zielen und Maßnahmen gewährleistet sein sollen.

Unter den analysierten Ansätzen berücksichtigt das Zielartenkonzept von MÜHLENBERG ET AL. mit der SCHNEP am konsequentesten die populationsökologische Ebene, indem die Bestandsgrößen und -situation konkreter Zielartenpopulationen einschließlich der für sie relevanten Raumbezüge flächenkonkret dargestellt werden. Mit der Prognose ihrer Überlebenswahrscheinlichkeit soll ein genaueres Ergebnis gegeben werden. Ungeachtet der Problematik, daß ihre Durchführung derzeitig nur bei etwa 80-120(!) Tierarten möglich ist (AMLER ET AL. 1996), lassen sich ihr zumindest Hinweise für eine stärkere Einbeziehung populationsökologischer Aspekte bei der Bestandsdarstellung und -analyse entnehmen. Eine Anwendung für die niedersächsische Landschaftsrahmenplanung ist allerdings nur in vereinfachter Form bei einzelnen Zielarten denkbar, da die benötigten Daten höchstens für einzelne Arten geliefert werden können.

Hervorzuheben ist des weiteren die Einbeziehung

artspezifischer Entwicklungspotentiale ("Karte der potentiellen Lebensräume") nicht nur bei der SCHNEP, sondern auch bei der Bestandsdarstellung ausgewählter Arten im Zielartenkonzept Baden-Württemberg.

Tiergruppenspezifische Darstellung

Bei der Bestandsdarstellung von Arten und Biotopen im niedersächsischen Landschaftsrahmenplan sollten die Daten zunächst nur auf die Tierartengruppen bezogen dargestellt und in einem späteren Schritt mit Biotoptypen und Biotopkomplextypen - soweit wie möglich - synoptisch verknüpft werden. Zudem wird empfohlen, für ausgewählte Arten eine detailliertere Bestandsanalyse vorzunehmen.

Die tierartengruppenbezogene Darstellung der Bestandsaufnahme soll einen schnellen Überblick über das Arteninventar im Kreis ermöglichen. In kurzer tabellarischer Form sollten nach Artengruppen getrennt die Zuweisung der Schutzpriorität, die für sie relevanten Bewertungskriterien sowie die artspezifische Erfassungsmethode dargestellt werden. Hervorzuheben ist das für die Einstufung entscheidende Kriterium (vgl. Tab. 2).

Tabelle 3

Beispielhafte Darstellung der vorläufigen Zielarten (1. und 2. Schutzpriorität) der offenen Kalkmagerrasen.

Lebensraum, wichtige Strukturen	Bestand und Verbreitung	Gefährdungsursachen	Raumrelevante Daten	Bemerkungen
Skabiosen-Schneckenfalter <i>Euphydryas aurinia</i>				La.-1
Sonnig-warme, blütenreiche Kalkmagerrasen ⁶); Raupe an Tauben-Skabiose ⁷); Falter saugt u. a. an Knautien, Flockenblumen, Margeriten, Wucherblumen ⁸).	Zur akt. Verbreitung in NDS keine Angaben möglich. Im LK 8 akt. Nachweise v. a. vom Burgberg; auch NSG Weinberg bei Holenberg, NSG Kleyberg bei Vorwohle.	Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung (Düngung, vorverlegte Mahd im Mai ⁸), Verbuschung	Minimalareal für Pop.: 2-5 ha ⁴)	Sehr standortstreu, streng biotopgebundene Art mit teilweise hohen Populationsdichten ⁸).
...

Kurzwüchsige, offene Stellen aufweisende Ausprägungen:

Ehrenpreis-Schneckenfalter <i>Melitaea aurelia</i>				La.-1
Blütenreiche, kurzrasig-lückige, sonnige, südwest-exponierte Kalkmagerrasen in geschützter Lage ^{6,10}); Raupe u. a. an Spitzwegerich ¹¹); Falter saugt u. a. an Tauben-Skabiose, Flockenblumen, Knautien, Margeriten, Gewöhnlichem Dost ^{6,10}).	In NDS geht nördl. Verbreitungsgrenze in der BRD durch den LK ⁶ . Im LK nur 1 akt. Nachweis (20 - 50 Indiv.) am Kruckberg (TR Eschershausener Schichtkammlandschaft).	Überweidung, Aufforstung	Maximaldistanz zwischen Lebensräumen: 450 m ⁴); i. d. R. kleine Flächen zum momentanen Erhalt der Art ausreichend ¹²)	Sehr standortstreu, streng biotopgebundene Art mit mittleren bis hohen Populationsdichten ⁸).
...

Hochwüchsiger (verbrachte) Ausprägungen:

Violetter Waldbläuling <i>Cyaniris semiargus</i>				La.-1
Verbrachte, hochwüchsige und versaumelte Kalkmagerrasen ⁶) und trockene bis mesophile, magere Grünland-/Weg-Säume ⁷); Raupe an Rot-Klee und Mittlerem Klee ⁷); Falter saugt v. a. Rot-Klee, Gewöhnlicher Hornklee ¹³).	Zur akt. Verbreitung in NDS keine Angaben möglich. Im LK 4 akt. Nachweise, beschränkt auf TR Golmacher Berge und Burgberg, dort größter Bestand an Himckeburg bei Rühle.	Intensive Grünlandbewirtschaftung, Gülle-Ausbringung ¹³), Verbuschung		Standortstreu Art mit geringen Populationsdichten ⁸).
...

Erläuterung zu Tabellen 3 und 4:

La.-1 = Landesart 1. Schutzpriorität, Re.-1/Re.-2 = Regionalart 1./2. Schutzpriorität;
 Aktueller Nachweis = Nachweis aus dem Zeitraum 1988-1992;
 Nomenklatur der Arten nach den Roten Listen Niedersachsens;
 Quellen: ... 2) QUINGER et al. 1994 (Originalquellen siehe dort), ..., 4) BAYER. STMLU 1995 (Originalquellen siehe dort), ..., 6) LOBENSTEIN mdl., 7) LANGE & PREUSSING 1995, 8) SCHMIDT 1989 u. 1990, ..., 10) RETZLAFF 1983, 11) GRÜNWALD 1988, 12) VOIGT & WIEBUSCH 1994, 13) EBERT & RENNWALD 1993, ..., 20) BITZ et al. 1996, 21) BLAB et al. 1991, 22) PODLOUCKY 1988, 23) PODLOUCKY & FISCHER 1991, 24) GÜNTHER 1996, 25) BLANKE 1996, 26) LORENZEN & GOTTWALD 1992, 27) LOBENSTEIN 1986, ...

Zusammenfassende Darstellung der Bestandsaufnahme für Arten und Biotope

Bei der Darstellung des Bestandes ist es sinnvoll, die Biototypen bzw. Biotopkomplextypen und vorläufigen Zielartenkollektive im Gegensatz zu der für den Landschaftsrahmenplan üblichen Darstellung so weit wie möglich zusammenfassend zu be-

schreiben. Dies kommt der Tatsache entgegen, daß Ziele und Maßnahmen im LRP vorrangig auf der Basis von Lebensgemeinschaften (Biototypen, Biotopkomplexe) entwickelt werden.

Die vorläufigen Zielarten werden entsprechend ihrer Lebensraumansprüche den Lebensraumtypen zugeordnet. Es wird vorgeschlagen, eine Art jeweils

Tabelle 4

Beispielhafte Darstellung der vorläufigen Zielarten (1. und 2. Schutzpriorität) der verbuchten offenen Kalkmagerrasen.

Lebensraum, wichtige Strukturen	Bestand und Verbreitung	Gefährdungsursachen	Raumrelevante Daten	Bemerkungen
Zauneidechse <i>Lacerta agilis</i> Re.-2				
Meist trockene und sonnige Heiden, Magerrasen, Ruderalfluren usw. im kleinräumigen Mosaik mit Gebüsch, Gesteins- und Offenbodenbiotopen, die wichtige für Eiablage sind ^{20,21} ; Deckungsgrad der Strauchschicht um 30 % ²² ; besonnte Freiflächen wechseln ab mit höheren schützenden Vegetationskomplexen ²¹ .	Gesamtes NDS mit Schwerpunkt im Weser-Aller-Flachland und Weser- und Leinebergland ²³ . Im LK Schwerpunkt der Verbreitung (zahlreiche Nachweise) im TR Golmbacher Berge und Burgberg; auch im mittleren und nördl. Teil des LK sowie am Rand des Wesertals südl. Höxter; ältere Nachweise vor 1985 auch aus dem Solling. Nachweise meist Einzeltiere, nur z. T. kleine Gruppen bis 5 Individ.	Verbuchung durch Nutzungsaufgabe, Aufforstung, Nutzungsintensivierung ^{22,24}	Aktionsraum eines Individ.: 52-224m ² (21), 4-790m ² (25), 63-2000m ² (4); Minimalareal für Pop.: 3-5 ha ^{2,4} ; große Pop.: 30-50 Individ. ² ; Maximaldistanz zwischen Lebensräumen: 300m ⁴	Jüngere Tiere sind wenig ortsgebunden und zeigen große Mobilität ²⁴ , Bahntrassen sind wichtige Verbreitungslinien ²⁶ .
...
Großer Perlmutterfalter <i>Argynnis aglaja</i> Re.-2				
Blütenreiche Kalkmagerrasen, verbucht oder mit sonnigem Waldsaum ⁶ , auch Feld- und Straßenränder ²⁷ ; Raupe an Rauhhaarigem Veilchen; Eiablage in beschatteten Säumen ⁶ ; Falter saugt v. a. an violett blühenden Korbblütlern (v. a. Acker-Kratzdistel, Disteln, Gänsedisteln) ^{8,13} .	Zur akt. Verbreitung in NDS keine Angaben möglich. Im LK 11 akt. Nachweise, v. a. aus Teilraum Hilsmulde und Delliger Senke (Spangen-, Hasenberg), Waseberg; auch TR Golmbacher Berge, Kleiner Eberstein, Südrand Ithwiesen, Kalksteinbruch NSG Osterberg bei Polle.	Aufforstungen, Vernichtung von Gebüsch bzw. vollständige Entbuschung, Waldrandpflege	Bei geschlossener Verbreitung kleine Flächen zum momentanen Erhalt der Art ausreichend ^{1,2}	Standortstreu, deutlich biotopgebundene Art mit niedriger bis mittlerer Populationsdichten ⁸ .
...
Erläuterung s. Tab. 3.				

dem Biotoptyp bzw. -komplextyp zuzuordnen, in dem sie entweder vorrangig vorkommt, d.h. eine deutlich höhere Stetigkeit erreicht, oder dort ihren wichtigsten Teillebensraum hat. Ebenso ist mit den Biotopkomplexbewohnern und Biotopkomplextypen zu verfahren. Die Informationen zur Ökologie der Arten sind so weit wie möglich aus dem Untersuchungsgebiet zu gewinnen. Alle übrigen Informationen müssen der Literatur entnommen werden, wobei regionale Quellen zu bevorzugen sind. Falls die Listen zu umfangreich werden, ist eine Beschränkung auf Arten der 1. und 2. Schutzpriorität denkbar. Die Angaben zu den relevanten Strukturen innerhalb eines Biotoptyps können genutzt werden, um innerhalb eines Biotoptyps weitere Ausprägungen zu differenzieren (vgl. Tab. 3 und 4).

Eine kartographische Darstellung in Form von Textkarten sollte möglichst für alle wichtigen Biotoptypen und Biotopkomplextypen und deren vorläufige Zielarten 1. und 2. Schutzpriorität erfolgen. Die Karten sollten alle Flächen des entsprechenden

Typs kennzeichnen und die flächenbezogenen Nachweise der dazugehörigen Arten mit Angabe der Bestandsgröße auflisten (vgl. Abb. 1).

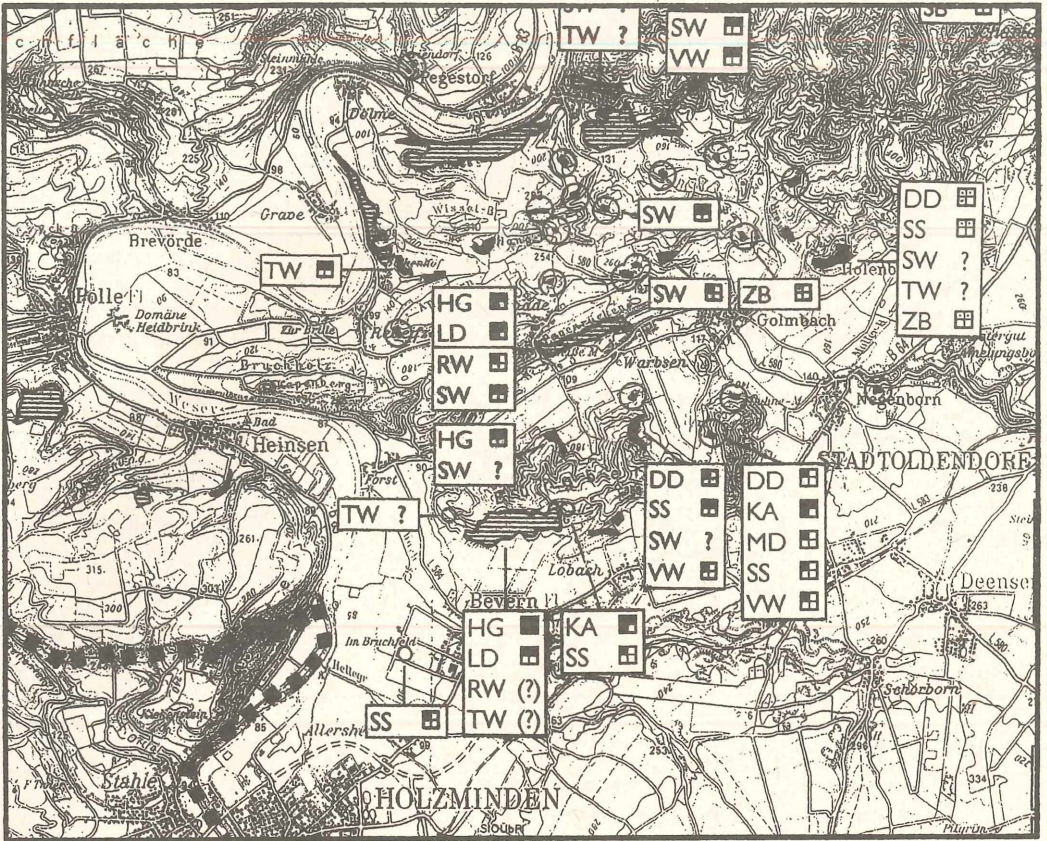
Analyse der Bestandssituation ausgewählter Arten

Für ausgewählte Zielarten, deren Bestand im Kreisgebiet oder in einem für den Gesamtbestand wichtigen Teilgebiet des Kreises akut gefährdet scheint und die im besonderen die jeweilige Lebensgemeinschaft repräsentieren, sollte eine genauere Analyse der Überlebenswahrscheinlichkeit (Bestandssituation, Gefährdung und absehbare Entwicklung im Kreis) erfolgen. Dafür müssen:

im Kreisgebiet oder in ausgewählten zu untersuchenden Teilgebieten die Vorkommen der Art flächendeckend quantitativ erfasst, Gefährdungen sowie potentielle Lebensräume ermittelt werden, und

die wichtigsten Faktoren der Habitatbindung und Verbreitung sowie Schwellenwerte für Min-

Kartengrundlage: TK 1 : 100.000, C 4322, Vervielfältigt mit Erlaubnis des Hsrg. Landesmessung und Geobasisinformation Nds. 52-636/98



Kalkmagerrasen, offene Ausprägung
 - Nachweise typischer Arten 1. und 2. Schutzpriorität -

Kalkmagerrasen Raum mit Anteil an Kalkmagerrasen

Tagfalter und Widderchen

Code	Species Name	Schutzpriorität	Bestandsgröße		
			1988-92	1976-87	
DD	Dunkler Dickkopffalter (<i>Erynnis tages</i>)	Re.-1	■	■	über 50 Individuen
ES	Ehrenpreis-Schneckenfalter (<i>Melitaea aurelia</i>)	La.-1	■	■	21-50 Individuen
KA	Kreuzenzian-Ameisenbläuling (<i>Maculinea rebeli</i>)	La.-1	■	■	6-20 Individuen
MD	Mattscheckiger Dickkopffalter (<i>Adopaea acteon</i>)	Re.-2	■	■	1-5 Individuen
SB	Silberfleck-Bläuling (<i>Plebejus argus</i>)	Re.-1	■	■	ohne Angabe
SS	Skabiosen-Schneckenfalter (<i>Euphydryas aurinia</i>)	La.-1	?	(?)	zur Bestandsgröße
RW	Roter Würfelfalter (<i>Pyrgus sertorius</i>)	Re.-2			
SW	Steinklee-Widderchen (<i>Zygaena viciae</i>)	Re.-2			
TW	Thymian-Widderchen (<i>Zygaena purpuralis</i>)	Re.-2			
VW	Violetter Waldbläuling (<i>Cyaniris semiargus</i>)	La.-1			
ZB	Zwergbläuling (<i>Cupido minimus</i>)	Re.-2			

Heuschrecken

HG	Heidegrashüpfer (<i>Stenobothrus lineatus</i>)	Re.-2
LD	Langfühler-Dornschrecke (<i>Tetrix tenuicornis</i>)	Re.-2

Berücksichtigt sind Angaben aus dem Tierarten-
 erfassungsprogramm des NLÖ-FfN von 1976-91
 sowie Kartierungen von ALAND 1991/92.

Maßstab 1 : 100.000

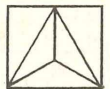


Abbildung 1

Ausschnitt der Karte "Kalkmagerrasen, offene Ausprägung - Nachweise typischer Arten 1. und 2. Schutzpriorität" aus BRAUNS ET AL. (1997).

destbestandsgrößen (zumindest näherungsweise) bekannt sein.

Bei vielen Arten wird die hier vorgeschlagene Analyse derzeit (noch) an fehlenden populationsökologischen Grundlagendaten scheitern, jedoch stellt die Forschung zunehmend die benötigten Informationen bereit (vgl. HOLZ & KAULE 1997; SETTELE ET AL. 1996). Neben der textlichen Darstellung in Form eines einseitigen Artsteckbriefes (siehe beispielhaft für den Rotrückengewürger in Tab. 5), dessen Abschluß eine grobe Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit der Art im Kreis bzw. betrachteten Teilgebiet bildet, sollte in jedem Fall auch eine kartographische Darstellung erfolgen (vgl. Abb. 2).

2.3 Bewertung

Die Flächenbewertung der Ergebnisse der Bestandsaufnahme im niedersächsischen Landschaftsrahmenplan dient nach den Hinweisen der Fachbehörde für Naturschutz (NLVA-FfN 1996) der Ermittlung und Abgrenzung "wichtiger Bereiche" für das Schutzgut Arten und Biotope sowie jeweils für die weiteren Schutzgüter Landschaftsbild, Boden, Wasser und Luft/Klima. Auf ihrer Basis erfolgt insbesondere die Abgrenzung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft.

Dabei müssen die unterschiedlichen Maßstäbe zwischen großmaßstäblicher Bestandsaufnahme (i.d.R. 1:10.000) und kleinmaßstäblicher Bewertung und Planung (i.d.R. 1:50.000) berücksichtigt werden. Dies hat zur Folge, daß bei einer größeren Datenmenge eine Generalisierung und Datenaggregation zu leisten ist.

Der im folgenden vorgeschlagene Ansatz lehnt sich an BRINKMANN (1997) an. Die tierökologische Bedeutung von konkreten Biotopen und Biotopkomplexen wird anhand der Schutzprioritäten sowie der Bestandsgrößen der Tierarten ermittelt. Generell besitzen große (Teil-)Populationen eine besondere Bedeutung. Dabei wird grundsätzlich nur zwischen "großen" Vorkommen und Vorkommen von mindestens einem Individuum oder (Brut-)Paar unterschieden. Was "große" Vorkommen sind, sollte bereits in der Bestandsdarstellung artspezifisch herausgestellt werden.

Ergänzend wird vorgeschlagen, eine hohe Artenzahl als Korrekturfaktor zu berücksichtigen, um so eine Einstufung in eine höhere Wertstufe zu ermöglichen. Ein schematisiertes Vorgehen kann jedoch nicht vorgegeben werden, da eine Verrechnung von Schutzprioritäten eine unzulässige kardinale Verrechnung ordinaler Werten wäre (vgl. SCHULZ & SIPPEL 1995). Bei der Berücksichtigung der Artenzahl sollten jedoch nur für den jeweiligen Lebensraum typische Arten herangezogen werden.

Bei der Bewertung der Biotope und Biotopkomplexe gilt, daß jeweils die höhere Bedeutung zur Einstufung herangezogen wird (vgl. BRINKMANN 1997). Dabei dienen Arten mit einem relativ geringen Aktionsraum (z.B. Heuschrecken) zur Bewer-

tung von einzelnen Biotopen und Biotopkomplexbewohner (z.B. viele Vögel) zur Bewertung von Biotopkomplexen.

Ein Problem stellt das Fehlen flächendeckender Kartierungen von Biotopkomplexbewohnern dar. Bei der Erprobung im Landschaftsrahmenplan stellte sich das maßstabsbedingte Problem, daß die Aktionsräume der Biotopkomplexbewohner Rotrückengewürger bzw. Wendehals mit maximal 4 (FLADE 1994) bzw. 16ha (BAYER, STMLU 1995) pro Brutpaar bereits den kleinsten als "Biotop" in der Bewertungskarte abgegrenzten Flächen entsprachen (Bewertungsmaßstab 1:50.000). Damit ließ sich aus Einzelnachweisen dieser Arten i.d.R. keine Gesamteinstufung von einem der abgegrenzten Biotopkomplexe ableiten. Eine kleinräumigere Abgrenzung von Biotopkomplexen war in dem vorgegebenen Kartenmaßstab aber nicht praktikabel. Deshalb wurden lokale Nachweise (z.B. der Schlingnatter) auf einen gesamten Biotopkomplex übertragen, sofern der Großteil der Fläche für die Art ein potentielles Habitat darstellte.

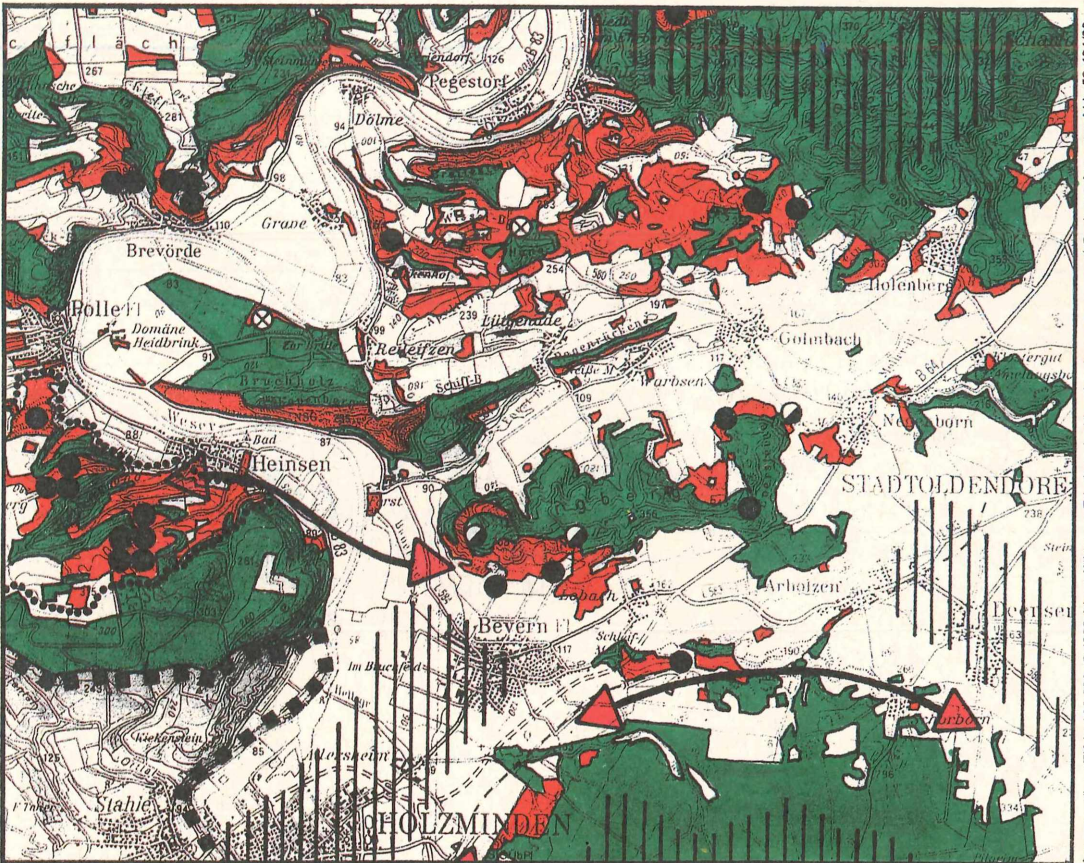
Parallel zur tierökologischen Bedeutung ist auch die floristisch-vegetationskundliche Bedeutung der Biotope und Biotopkomplexe zu ermitteln. Die Ergebnisse werden schließlich für die Ermittlung wichtiger Bereiche zusammengeführt. Die textliche Darstellung kann dabei in Form einer tabellarischen Übersicht auf der Basis von Biotopkomplexen und Biotopen als ökologischen Raumeinheiten erfolgen (vgl. Tab. 6). Bei der kartographischen Darstellung sollten die Bereiche mit einer besonderen Bedeutung für wichtige Arten hervorgehoben werden. Es wird daher vorgeschlagen, die Raumeinheiten mit einer sehr hohen und hohen Bedeutung in der Karte als "Raum von sehr hoher/hohen Bedeutung für Tierarten" zu kennzeichnen. Ebenso sind die räumlich-funktionalen Beziehungen innerhalb und auch zwischen den Raumeinheiten in ihrer Bedeutung darzustellen.

2.4 Ziel- und Maßnahmenkonzept

Nach den Anforderungen der Fachbehörde für Naturschutz (NLVA-FfN 1996) sind im Zielkonzept raumbezogene Ziele für das Schutzgut Arten und Biotope auf der Basis von Landschaftseinheiten zusammenfassend darzustellen. Dafür muß ggf. zwischen verschiedenen Einzelzielen sowohl innerhalb des Schutzgutes als auch zwischen verschiedenen Schutzgütern abgewogen werden. Die Umsetzung des Zielkonzeptes soll erreicht werden durch:










- Schutz, Pflege und Entwicklung bestimmter Teile von Natur und Landschaft. Dies soll vor allem durch Einrichtung von Schutzgebieten nach NNatG (§§ 24, 26-28, 33) erreicht werden; hierzu soll eine naturraumbezogene Prioritätenliste der Ökosystemtypen entwickelt werden. Es kommen auch Maßnahmen außerhalb von Schutzgebieten in Betracht, wenn sie z.B. zu deren Vernetzung dienen;

Rotrückenvürger (<i>Lanius collurio</i>)	Re. 2
Besiedelte Lebensraumtypen im Kreis	
<ul style="list-style-type: none"> Im LK Holzminden wird das gehölz- und strukturreiche Grünland mit der höchsten Stetigkeit besiedelt, weiterhin Acker, mesophiles Grünland (intensiv genutzt), Trockengebüsche und Kalkmagerrasen, v. a. in Biotopkomplexen des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte. 	
Habitatansprüche	
<ul style="list-style-type: none"> <i>Halboffene und offene Landschaft mit aufgelockertem, abwechslungsreichen Buschbestand (und Einzelbäumen); vorzugsweise in extensiv genutzter Kulturlandschaft, z. B. frühe Stadien von Sukzessionsflächen, Heckenlandschaften mit Wiesen- und vor allem Weidenutzung, Streuobstwiesen usw. Benötigt größere kurzrasige oder/und vegetationsarme Flächen, aber dennoch insgesamt abwechslungsreiche Krautflora¹⁾. Wichtig sind freie Ansitzwarten und höhere, dichte Büsche als Nistplatz²⁾.</i> 	
Populationsgröße und -dichte	
<ul style="list-style-type: none"> Kritische Populationsgröße und der Schwellenwert für große Populationen konnten nicht ermittelt werden. 	
Flächenanspruch	
<ul style="list-style-type: none"> Raumbedarf zur Brutzeit: unter 0,1 bis über 3 ha²⁾; Reviergröße: 0,01-1,64 ha (Mittel: 0,66 ha)³⁾. Minimalareal einer Population: 24-425 km²⁴⁾. Kleinflächige Dichte beträgt ca. 0,9-2,8 BP/10 ha für strukturreiche Kalkmagerrasen bzw. strukturreiche landwirtschaftliche Flächen⁵⁾. In Hecken-Grünlandflächen 1,1 BP/10 ha⁶⁾; großflächige Dichte 0,4-7 BP/km²⁴⁾ bzw. 0,68-1,82 BP/km² in Nordhessen⁶⁾. Die Siedlungsdichte ist in erster Linie direkt proportional zum Angebot an Büschen, in zweiter Linie abhängig vom Angebot potentieller Nahrungsflächen⁵⁾. Populationsschwankungen: Lokale und regionale Populationen fluktuieren auch in ökologisch stabilen Habitaten stark, wobei sich ein direkter oder indirekter Klimaeinfluß deutlich auswirkt⁶⁾. Im Verlauf einer langjährigen Untersuchung betrug die geringste Zahl von BP ungefähr die Hälfte des Maximalwertes⁸⁾. 	
Ausbreitungsfähigkeit	
<ul style="list-style-type: none"> Umsiedlungen: Männchen bis zu max. 1,9 km und bei Weibchen bis zu max. 4,6 km⁸⁾. Die Entfernung zwischen Geburtsort und Erstbrutort variiert zwischen 0 und 5,5 km, der Durchschnitt beträgt bei den Männchen 1,3 km, bei den Weibchen 1,9 km⁸⁾. In Bad.-Württ. dienen Traufhänge offensichtlich als Leitlinien bei der Ausbreitung von Jungvögeln. Die Ausbreitung erfolgt sukzessive über jeweils kleine Teilstrecken, während größere Flüge über ungeeignetes Gelände wie bebaute oder als Ackerland genutzte Talsohlen weitgehend vermieden werden⁷⁾. 	
Verbreitung und Bestand	
<ul style="list-style-type: none"> In NDS weit verbreitet mit Schwerpunkt im östl. Landesteil⁹⁾. Gesamtbestand NDS und Bremens (1990-1992) 4000-6000 BP⁶⁾. Im LK mit über 70 Nachweisen (BP) weit verbreitet. Besonders viele Nachweise stammen aus dem zentralen Teil des LK mit Schwerpunkten im TR Holzberg sowie im TR Lonaubachniederung und Wilmeröder (siehe Kartenausschnitt in Abb. 2). Räumlich-funktionale Beziehungen sind entlang von Waldrändern insbesondere in Verbindung mit deutlichen Geländeerhebungen zu vermuten (siehe Karte 5). Die meisten Vorkommen im LK sind wahrscheinlich miteinander vernetzt und stehen in Verbindung mit (Teil-)Populationen außerhalb des LK. Als Barrieren werden großräumige Wald- und Ackerflächen sowie Siedlungen angenommen (siehe Kartenausschnitt in Abb. 2). 	
Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen	
<ul style="list-style-type: none"> Im LK ist die Bestandsentwicklung unklar, möglicherweise ist sie in den letzten Jahrzehnten negativ verlaufen, während sie sich in den letzten Jahren stabilisiert hat (Annahme aufgrund der Entwicklung der Lebensräume) In Deutschland ist die Bestandsentwicklung in den letzten 20 Jahren leicht negativ, regional auch gleichbleibend²⁾; Gefährdungsursachen ergeben sich aus den Habitatänderungen vor allem in der Agrarlandschaft (Ausräumung, Flurbereinigung), Verbrauch offener Flächen und ihre teilweise Versiegelung, Abnahme des Nahrungsangebotes durch Intensivierung der Landwirtschaft¹⁰⁾. 	
Potentielle Lebensräume im Kreis	
<ul style="list-style-type: none"> Zu den potentiellen Lebensräumen im Kreis werden neben den Flächen der Biotopkomplexe des extensiv genutzten Grünlands folgende Biotoptypen gerechnet: Gehölz- und strukturreiches Grünlandgebiet, Extensivgrünland, Obstwiesen und Kalkmagerrasen (siehe Kartenausschnitt in Abb. 2) 	
Einschätzung der Bestandssituation:	
<p>Gesamtbestand des Rotrückenvürgers im LK Holzminden erscheint unter den derzeitigen Umständen nicht gefährdet, da :</p> <ul style="list-style-type: none"> die Lebensräume ausreichend vernetzt sind, die Größe der (Teil-)Population im LK noch ausreichend groß erscheint und eine Lebensraumverschlechterung nicht oder nur in geringem Maße von statten geht. 	
Erläuterung:	



Kartengrundlage: TK 1 : 100.000; C 4322; Vervielfältigt mit Erlaubnis des Hrg. Landesvermessung und Geobasisinformation Nds. S2-636/98

Bestandssituation des Rotrückenvüglers (*Lanius collurio*)

-  Vorkommen (Brutnachweis/Brutverdacht)
-  aktueller Nachweis (1988-1992)
-  Nachweis von 1983-1987
-  Nachweis von 1976-1982
-  Schwerpunktorkommen
(großes, gut vernetztes Vorkommen)
-  potentieller Lebensraum
(v.a. strukturreiches Grünland, Extensivgrünland, Obstwiesen, Kalkmagerrasen)
-  Wald
(nicht besiedelbare Fläche, Waldränder als Leitlinien für die Ausbreitung)
-  Räume mit angenommener Barrierewirkung
(großräumige Waldflächen, Ackerflächen und Siedlungen)
-  angenommene räumlich-funktionale Beziehung zwischen Bruthabitaten

Berücksichtigt sind Angaben aus dem Tierarten-erfassungsprogramm des NLO-FIN von 1976-91 sowie Kartierungen von ALAND 1991/92.

Maßstab 1 : 100.000

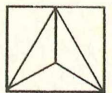


Abbildung 2

Ausschnitt der Karte „Bestandssituation des Rotrückenvüglers (*Lanius collurio*)“ aus BRAUNS ET AL (1997).

Tabelle 6

Beispielhafter Auszug aus der Übersicht der wichtigen Bereiche für Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte im Landkreis Holzminden. Dargestellt sind nur Bereiche mit Vorkommen vorläufiger Zielarten.

Raum-einheit	Charakterisierung	Wertbestimmende Kriterien					Bemerkung	Einstufung
		B	V	R	H	T		
ILD Golmbacher Berge und Burgberg mit Randbereichen								
Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte								
1	Weinberg bei Rühle	■	-/?	-/?	▣	▣		I
1.1	Obstwiese	▣	-/?	-/?	▣	-/?		II
1.2	Kalkmagerrasen/Trockengebüsch	■	-/?	-/?	▣	▣		I
2	Himckeburg	■	-/?	-/?	●	●		I
2.1	Strukturreiches Grünland/Kalkmagerrasen	■	-/?	-/?	-/?	▣		II
2.2	Strukturreiches Grünland/Kalkmagerrasen	■	-/?	-/?	▣	■		I
3	Südhang des Burgberges	▣	●	●	-/?	●		II
3.1	Strukturreiches Grünland	▣	▣	-/?	-/?	-/?		II
3.2	Nadelwald		▣	▣	-/?	■	Mehrere Arten 1. Schutzpriorität; offensichtlich noch Restbestände von Kalkmagerrasen offensichtlich noch Restbestände von Kalkmagerrasen	I
3.3	Nadelwald		-/?	-/?	-/?	□		III
3.4	Kalkmagerrasen	▣	-/?	▣	-/?	□		II
4		

Kriterien:

Bedeutung der Biotoptypen: B = Vorkommen schutzbedürftiger Biotoptypen¹⁾

Bedeutung für untersuchte Tierartengruppen²⁾: V = Brutvögel, R = Reptilien, H = Heuschrecken, T = Tagfalter und Widderchen

<u>Einstufung der Kriterien:</u>	im überwie-genden Teil	in Teil-bereichen	<u>Gesamteinstufung:</u>
sehr hohe Bedeutung	■	●	I sehr hohe Bedeutung
hohe Bedeutung	▣	●	II hohe Bedeutung
mittlere Bedeutung	□	○	III mittlere Bedeutung
geringe Bedeutung ³⁾			IV geringe Bedeutung
nicht untersucht ³⁾	?	?	

*Anmerkungen:

¹⁾ Bereits aggregierte Wertstufe der Biotope nach LRP; eine Rückverfolgung bis zu den Ausprägungen der einzelnen Bewertungsindikatoren (eigentlich aufzulisten wären u. a. Vorkommen in Niedersachsen gefährdeter Pflanzenarten, Standortverhältnisse, Nutzungsintensität) war nicht möglich.

²⁾ beispielhafte Auswahl

³⁾ In der Erprobung konnten nur die wichtigen Arten der ausgewählten Artengruppen in die Bewertung eingehen. Damit kann hier nicht differenziert werden, ob ein Biotop(-komplex) eine geringe Bedeutung hat oder dieser nicht untersucht wurde.

- Artenhilfsmaßnahmen für ausgewählte Tier- und Pflanzenarten, deren Lebensräume nicht über den Flächenschutz nach NNatG zu sichern sind;
- Umsetzung durch Nutzergruppen und andere Fachverwaltungen;
- Umsetzung durch Raumordnung und Bauleitplanung;

Als beispielhaft für die Einbeziehung tierökologischer Daten im Zielkonzept über Zielarten ist die Vorgehensweise im Zielartenkonzept (ZAK) Baden-Württemberg sowie die von ALTMOOS (1997) anzusehen.

Im ZAK Baden-Württemberg werden aus den vorläufigen Zielarten zielorientierte Indikatorarten er-

mittelt und zu Zielartengruppen für einzelne Landschafts- bzw. Biotoptypen zusammengefaßt. ALT-MOOS (1997) entwickelt für die Rhön ein regional-repräsentatives Zielartensystem, welches sich aus einzelnen Zielartengruppen für Landschaftsausschnitte, Lebensraumkomplexe sowie Strukturen zusammensetzt. Für jede der zielorientierten Indikatorarten werden im ZAK Baden-Württemberg bezogen auf unterschiedliche Bezugsräume des Landes zudem "Zielhöhen" zur Verbreitung und Häufigkeit dieser Arten sowie Umsetzungshinweise formuliert.

Hinsichtlich der Berücksichtigung von Zielarten bei der Formulierung von Zielen und Maßnahmen scheint der integrative Ansatz der Planung vernetzter Bürosysteme (VBS) Rheinland-Pfalz für die niedersächsische Landschaftsrahmenplanung praktikabel zu sein. Auf Biotoptypenebene werden aus den dargestellten Ansprüchen der für sie typischen Tierarten "Zielgrößen der Planung" zu anzustrebender Vernetzung und Flächengröße abgeleitet. Zu bemängeln ist allerdings die fehlende Erweiterung des Ansatzes in der VSB Rheinland-Pfalz auf Biotoptkomplexe.

Als Empfehlung für die niedersächsische Landschaftsrahmenplanung sind in einem ersten Schritt die erforderlichen Ziele, die zum Schutz und zur Entwicklung der Arten und Biotope im Kreis notwendig sind (*schutzgutbezogene Ziele*), aufbauend auf der Darstellung des Bestandes und der Bewertung zu entwerfen. Dieser Arbeitsschritt stellt den Kern des Zielkonzepts dar, da hier Ziele ohne eine Abwägung mit anderen Ansprüchen dargestellt werden sollen.

Schutzgutbezogene Ziele sind für die Lebensgemeinschaften zu entwickeln, die im Kreis eine besondere Bedeutung haben. Die Bedeutung der Lebensgemeinschaften ist im Arbeitsschritt "Ermittlung wichtiger Bereiche" dargestellt. Bei Zielkonflikten ist zwischen den Schutzbelangen der Lebensgemeinschaften abzuwägen. Durch die Entscheidung für die im Kreis besonders zu schützenden Lebensgemeinschaften werden die vorläufigen Zielarten zu *Zielarten*. Dabei können die Schutzprioritäten der Lebensräume durch die Bedeutung der für sie typischen Tierarten bestimmt werden. Falls eine Art nicht sinnvoll einem oder mehreren Lebensraumtypen zugeordnet werden kann, muß diese im Zielkonzept gesondert behandelt werden.

Für die Ableitung von Zielen und Maßnahmen für die Lebensgemeinschaften müssen Grundlagendaten bekannt sein, die sich i.d.R. aus der Analyse von Literaturangaben ergeben. Dies sind zum einen die *Zielgrößen der Planung* (Mindestflächengrößen für ein Individuum bzw. Paar und für eine überlebensfähige (Teil-)Population sowie daraus gefolgert für die jeweilige Lebensgemeinschaft, Mindestabstände zwischen Lebensräumen) sowie für Tierarten *wertgebende Parameter* (tierökologisch wichtige

Strukturen und Merkmale der jeweiligen Biotop- bzw. Biotopkomplextypen).

Bei der *Ableitung von Zielen* auf der Basis von Biotoptypen und Biotopkomplextypen sind die vegetationskundlich-floristisch begründeten Ziele um die für den Tierartenschutz notwendigen zu erweitern. In einem ersten Schritt sollten zunächst auf Grundlage der Zielgrößen der Planung und der wichtigen Strukturen und Merkmale allgemeine Ziele und Maßnahmen für die Lebensgemeinschaft benannt werden. In einem zweiten Schritt sind flächenkonkrete Ziele und Maßnahmen vor allem aus der Kenntnis über die intensiver erfaßten Zielarten zu formulieren.

Bei der Entwicklung von räumlich konkreten, faunistisch begründeten Zielen und Maßnahmen sind folgende Fragen zu beantworten:

Welche Ziele und Maßnahmen sind notwendig und wo sollen sie verfolgt werden?

Die Ziele und Maßnahmen werden auf Grundlage der Vorkommen und Verteilung der einzelnen Biotoptypen, der Standortpotentiale und dem Vorkommen, der Verbreitung und Beeinträchtigung der Zielarten im Kreis unter Berücksichtigung der allgemeinen Ziele und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege formuliert. Hierbei sind folgende Fragen zu berücksichtigen:

Wo liegen die größten Bestände, die schwerpunktmäßig zu schützen sind?

Welche Bestandsgrößen sind nötig und möglich?

Auf welchen Flächen sind die Zielarten zu fördern und ihre Lebensräume zu entwickeln?

Welche Flächen sind in ihrer Korridorfunktion zu schützen bzw. zu entwickeln?

Welche Flächen sollten in ihrer Barrierefunktion für die Zielarten gemindert werden?

Grundsätzlich sind Schutzmaßnahmen auf Flächen notwendig, auf denen lebensraumtypische Zielarten vorkommen. Entwicklungsmaßnahmen sollten auf Flächen geschehen, auf denen zumindest Zielarten vorkommen bzw. die einen potentiellen Lebensraum für Zielarten darstellen oder die eine Korridorfunktion besitzen.

Mit welchen Prioritäten sind einzelne Maßnahmen zu verfolgen?

Eine Prioritätensetzung soll als Entscheidungshilfe für die Wahl zwischen mehreren Möglichkeiten dienen. Die Flexibilisierung des Zielkonzepts erhöht die Umsetzungschancen von Naturschutzmaßnahmen erheblich. Bei der Maßnahmenplanung sollte grundsätzlich unterschieden werden zwischen unverzichtbaren und wünschenswerten Maßnahmen (vgl. HAAREN 1991). Die unverzichtbaren Maßnahmen sollten in jedem Fall ausgeführt werden, um zu gewährleisten, daß keine weiteren Arten im betrachteten Gebiet aussterben. Vorrangig handelt es sich dabei um Erhaltungsmaßnahmen. Wünschenswerte Maßnahmen sind vorwiegend Entwicklungs-

Tabelle 7

Zielarten, Zielgrößen der Planung sowie wertgebende Parameter für die Kalkmagerrasen und Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte im Landkreis Holzminden.

Kalkmagerrasen	Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte
Zielarten	
<p>offene Kalkmagerrasen: <u>Warzenbeißer</u> (La.-1), <u>Skabiosen-Schreckenfaller</u> (La.-1)</p> <p>– vorwiegend langrasig, teilweise verbraucht und versauert: <u>Violetter Waldbläuling</u> (La.-1), <u>Steinklee-Widderchen</u> (Re.-2), <u>Mattscheckiger Dickkopffalter</u> (Re.-2), <u>Silberfleck-Bläuling</u> (Re.-1)</p> <p>– vorwiegend kurzrasig mit lückigen Stellen: <u>Heidegrashüpfer</u> (Re.-2), <u>Langfühler-Dornschröcke</u> (Re.-2), <u>Kreuzenzian-Ameisenbläuling</u> (La.-1), <u>Ehrenpreis-Schreckenfaller</u> (La.-1), <u>Schwarzfleckiger Bläuling</u> (La.-1), <u>Zwergbläuling</u> (Re.-2), <u>Dunkler Dickkopffalter</u> (Re.-1), <u>Roter Würffalter</u> (Re.-2), <u>Thymian-Widderchen</u> (Re.-2)</p> <p>verbuschte Kalkmagerrasen: <u>Zauneidechse</u> (Re.-2), <u>Rote Keulenschrecke</u> (La.-1), <u>Schlehenzipffalter</u> (La.-1), <u>Brauner Würffalter</u> (La.-1), <u>Pflaumenzipffalter</u> (Re.-2), <u>Großer Perlmutterfaller</u> (Re.-2)</p> <p>Anmerkung zur Auswahl der Zielarten: Da die praktische Erprobung auf schon vorhandene Tierdaten zurückgreift, können an dieser Stelle nur die Arten unterstrichen werden, die in Hinblick auf eine räumlich konkrete Ableitung von Zielen und Maßnahmen intensiver hätten erfaßt werden sollen.</p>	<p><u>Wendehals</u> (La.- 1), <u>Steinkauz</u> (La.- 1), <u>Schlingnatter</u> (La.- 1), <u>Steinschmätzer</u> (Re.-1), <u>Rotrückennatter</u> (Re.-2)</p>
Zielgrößen der Planung	
<p>Mindestflächengröße:</p> <p>– offene Kalkmagerrasen: 2-5 ha (für Population des Skabiosen-Schreckenfallers), für die meisten Arten reichen auch kleinere Flächen (für Population des Silberfleck-Bläuling bis 0,1 ha), für große Population des Warzenbeißers bis etwa 30 ha;</p> <p>– verbuschte Kalkmagerrasen: 3-5 ha (für Population der Zauneidechse);</p> <p>Maximaldistanz zwischen Lebensräumen:</p> <p>– offene Kalkmagerrasen: 200-250 m (Kreuzenzian-Ameisenbläuling), für viele Arten reichen auch weitere Distanzen (Mattscheckiger Dickkopffalter bis 2 km);</p> <p>– verbuschte Kalkmagerrasen: 300 m (Zauneidechse), für viele Arten auch weitere Distanzen (Pflaumenzipffalter 1.400 m).</p>	<p>Mindestflächengröße:</p> <p>– 170-340 ha bzw. 350-400 ha (für eine Schlingnatterpopulation);</p> <p>Maximaldistanz zwischen Lebensräumen:</p> <p>– 5,5 km (Rotrückennatter), bei der Schlingnatter wesentlich geringer.</p>
Wertgebende Parameter	
<p>strukturelle Vielfalt aus kurz- und langrasigen Vegetationsschichten (keine Streufilzdecke), Blütenreichtum, Offenbodenstellen</p> <p>– zusätzlich bei offenen Kalkmagerrasen: weitgehend gebüschfrei (unter 10% Deckungsgrad);</p> <p>– zusätzlich bei verbuschten Kalkmagerrasen: Deckungsgrad der Strauchsicht 10-40%; blütenreiche Säume; kluffreiche Steinhäufen, liegendes Totholz usw.</p>	<p>großflächiger, extensiv genutzter und nicht zerschnittener Komplex mit hohem Anteil an charakteristischen Biotopen; reich gegliedertes Biotopmosaik mit kleinflächig eingestreuten begleitenden Biotopen und ihren (anthropogen oder natürlich bedingten) Übergangsbereichen vorwiegend in südexponierter Hanglage; höhlenreiche Einzelbäume und Baumreihen; kluffreiche Steinhäufen, liegendes Totholz usw.</p>

maßnahmen, die über die Mindestansprüche hinaus gehen und vor Ort je nach Umsetzungsmöglichkeiten verhandelbar sind (vgl. HAAREN 1991). Auch sollten die Maßnahmen mit zeitlichen Prioritäten

versehen werden. Aufgrund der knappen Finanzmittel wird es i.d.R. nicht möglich sein, alle vorgeschlagenen Maßnahmen sofort umzusetzen. Für die Arten, bei denen ein rapider Bestandsrückgang in

den letzten Jahren zu verzeichnen ist bzw. eine besondere Gefährdung aufgrund ihrer Seltenheit oder eine hohe Verantwortung aufgrund ihres besonderen Wertes bestehen, sollten - soweit notwendig - sofortige Maßnahmen ergriffen werden.

In Tabelle 7 sind die in der Erprobung ermittelten Zielarten, die Zielgrößen der Planung und die wertgebenden Parameter für die zwei untersuchten Lebensraumtypen dargestellt. Die in der Erprobung entwickelten allgemeine und flächenkonkreten Ziele werden in Tabelle 8 für die Tierarten der Kalkmagerrasen aufgeführt. Abbildung 3 gibt dazu ein Beispiel für die kartographische Darstellung.

In einem darauf folgenden Schritt sind die Einzelziele für das Schutzgut Arten und Biotope und andere Schutzgüter (Landschaftsbild, Boden, Wasser, Klima/Luft) auf der Ebene von Raumeinheiten zusammenzufassen und ggf. Zielkonflikte zwischen den Schutzgütern zu entscheiden.

2.5 Umsetzung des Zielkonzeptes

Umsetzung des Zielkonzeptes durch Schutz, Pflege und Entwicklung bestimmter Teile von Natur und Landschaft

Die Bestimmung der schutzwürdigen Teile von Natur und Landschaft, die die fachlichen Vorgaben für die Schutzkategorien des NNatG (§§ 24, 26-28b, 33 NNatG) erfüllen, ergibt sich aus den wichtigen Bereichen für Arten und Biotope, die im Rahmen der Bewertung festgelegt wurden. Hierbei sind faunistisch-tierökologische Belange bereits integriert worden. Gebiete mit Vorkommen von Arten 1. Schutzpriorität oder mit großen Beständen (ggf. zahlreiche Vorkommen) von Arten 2. Schutzpriorität sind vorrangig als Naturschutzgebiet und solche mit nahezu flächenhaftem Vorkommen von Arten 2. und 3. Schutzpriorität als Landschaftsschutzgebiet (LSG) zu sichern.

Die schutzwürdigen Teile von Natur und Landschaft sind zusätzlich auch danach abzugrenzen, ob für Zielarten relevante räumlich-funktionale Beziehungen (Vernetzungen) und ob für den langfristigen Erhalt der (Teil-)Populationen von Zielarten notwendigen Mindestflächengrößen eingehalten werden. Die Flächenforderungen für Schutzgebiete könnten durch die notwendigen Mindestflächengrößen für Zielarten-Populationen näherungsweise ermittelt werden. Auch sind Flächen, die zukünftig als Lebensraum schutzbedürftiger Arten und Biotope dienen können, mit einzubeziehen (vgl. Tab. 9). Zielarten bieten weiterhin die Möglichkeit, den Schutzzweck von Schutzgebieten durch die Setzung von Qualitätszielen und -standards in den Schutzgebietsverordnungen genauer zu definieren (vgl. Tab. 10). Zum Beispiel kann im Schutzzweck eines NSG der Erhalt einer (Teil-)Population des Kreuzenzian-Ameisenbläulings als Zielart für das Schutzgebiet festgeschrieben werden (Qualitätsziel). Diese (Teil-)Population sollte mindestens 50-100 Individuen umfassen (Qualitätsstandard), da dies für die Mindestgröße

einer überlebensfähigen Population gehalten wird (LANGE & PREUSSING 1995). Durch die Untersuchung der Kreuzenzian-Ameisenbläulings-(Teil-)Population im Rahmen eines Monitorings ist somit eine Kontrolle möglich, ob das Schutzziel erreicht wird. Im Fallbeispiel zeigt sich dabei, daß die vorliegenden Literaturangaben zur Biologie der verschiedenen Zielarten jedoch keine Festsetzung von groben Zielpopulationsgrößen zulassen. Nur für den Kreuzenzian-Ameisenbläuling liegt eine sehr grobe Angabe zur Größe wahrscheinlich dauerhaft überlebensfähiger Populationen vor. Deshalb ist eine verstärkte Bereitstellung solcher Zielgrößen der Planung durch biologische Untersuchungen notwendig.

Umsetzung des Zielkonzeptes durch Artenhilfsmaßnahmen für ausgewählte Tier- und Pflanzenarten

Nach den Hinweisen der Fachbehörde (NLVA-FfN 1996) sind in diesem Kapitel Arten aufzuführen, deren Lebensräume nicht oder nicht zweckmäßig über die Flächenschutzinstrumente des NNatG geschützt werden können und für die daher spezielle Maßnahmen erforderlich sind. Beispiele für solche Maßnahmen sind Amphibienzäune an Straßen, Nisthilfen für Vögel oder Beschränkungen für die Jagd. Leider wurde dieses Kapitel bisher meist dazu verwendet, die Maßnahmen des Tierartenschutzes getrennt von den übrigen Maßnahmen für das Schutzgut Arten und Biotope darzustellen (vgl. Pkt. 1.3, vgl. auch BRINKMANN 1998). In der Regel ist es jedoch nicht notwendig den besonderen Artenschutz gesondert herauszustellen, da die Maßnahmen sinnvoller im Rahmen des schutzgutbezogenen Zielkonzeptes für Arten und Biotope eingebunden werden können. So war es auch im Landkreis Holzminden nicht notwendig, besondere Maßnahmen, die über den Lebensraumschutz hinausgehen, darzustellen.

Umsetzung des Zielkonzeptes durch Nutzergruppen und andere Fachverwaltungen

Auf Grundlage der Aussagen des Zielkonzeptes werden Anforderungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege an Nutzergruppen und andere Fachverwaltungen erarbeitet (NLVA-FfN 1996). Den Hauptnutzungen im betrachteten Kreis, vor allem Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft, Siedlung und Verkehr, sind die für Arten und Biotope entwickelten Ziele und Maßnahmen entsprechend zuzuordnen. Dabei sollten auch konkrete Handlungsanweisungen an die Nutzer erfolgen. Zum Beispiel muß sich aus einer Kartierung der Heuschrecken der Magerrasen ableiten lassen, wie eine Bewirtschaftung dieser Bereiche unter Wahrung der Lebensraumfunktion aussehen kann (BRINKMANN 1998). Zur besseren Akzeptanz der Maßnahmen bei den Nutzern können einzelne Zielarten, die besonders populär sind, herausgestellt werden. Zum Beispiel kann der Rotrückenvürger als Symboltier für den Schutz der Biotopkomplexe des Extensiv-

Tabelle 8

Allgemeine und flächenkonkrete Ziele und Maßnahmen für die Tierarten der Kalkmagerrasen im Landkreis Holzminden.

Kalkmagerrasen
Allgemeine Ziele und Maßnahmen
<p>(u. a. nach LANDKREIS HOLZMINDEN 1996, QUINGER et al. 1994: 383ff)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Offenhalten bestehender sonnenexponierter Magerrasen durch regelmäßige Schafbeweidung. Alternativ zur Beweidung ist auch eine gelegentliche, späte Mahd mit Abtransport des Mähgutes oder Mulchen möglich. Bei stark verbuschten Flächen zur Erhöhung des Flächenanteils ist zunächst die Entfernung aufkommender Gehölze notwendig. Je nach Ziel ist ein Verbuschungsgrad von unter 10% bis etwa 40% anzustreben (für alle Arten der offenen Kalkmagerrasen). - Mindestens 10% der Magerrasenflächen sollten unbeweidet bleiben, um Saumgesellschaften zu fördern (für Skabiosen-Scheckenfalter, Dunkler Dickkopffalter u.a.). - Erhöhung des Angebotes an potentiellen Versteck- und Sonnplätzen durch Belassen und Errichtung von kluffreieichen Steinhaufen, Holzstapeln oder liegendem Totholz (v.a. für Zauneidechse). - Freihalten von mehreren, je einige m² vegetationsfreien Flächen, z. B. durch „Abplaggen“ in den Wintermonaten; Wurzeln sollten nicht entfernt werden, da potentielles Winterquartier (für Langfühler-Dorschrecke, Zwergbläuling, Thymian-Widderchen u.a.). - Vernetzung der Magerrasen durch Entwicklung/Optimierung von struktur- und versteckreichen Säumen an sonnenexponierten Waldrändern, Böschungen, Feldrainen usw.; weitere geeignete Vernetzungsbiotope sind Kalktrockenhangwälder, Obstwiesen, Feuchtgrünland, Steinbrüche, brachliegende Äcker, Mesophiles Grünland, Hecken und Gebüsche. Ungeeignet bzw. Barrieren sind Straßen, Siedlungen, Nadelforste, intensiv genutztes Acker- und Grünland. - Erhalt und Entwicklung von aufgelockerten, reich strukturierten Waldrändern mit vorgelagerten, blütenreichen Säumen in Kontakt zu Kalkmagerrasen (für Schlehen-Zipfelfalter, Rote Keulenschrecke, Zauneidechse u.a.).
Flächenkonkrete Ziele und Maßnahmen im Landkreis Holzminden
<p>Die flächenkonkreten Ziele und Maßnahmen aus faunistischer Sicht zeigt Abb. 4. Aus Sicht des Tierartenschutzes haben:</p> <ul style="list-style-type: none"> - erste Priorität: Kalkmagerrasen, die Zielarten der 1. und 2. Schutzpriorität beherbergen - nachrangige Priorität, aber in Hinblick auf einen Erhalt der Arten in langfristig überlebensfähigen (Teil-)Populationen notwendig: alle übrigen Kalkmagerrasen <p>Generelles Ziel ist ein stärkerer Verbund der Kalkmagerrasen-Restvorkommen. Im Landkreis ist es zudem Ziel, die Arten beider Ausprägungen der Kalkmagerrasen - der offenen und verbuschten - zu erhalten. Dabei ist der Erhalt und die Entwicklung offener Kalkmagerrasen vorrangig. grobe Zielgröße für die Kalkmagerrasenflächen wird daher vorgeschlagen, einen Anteil von 2/3 offenen zu 1/3 verbuschten Kalkmagerrasen zu erhalten bzw. zu entwickeln. Auf der Maßstabsebene 1 : 50.000 und kleiner, wie in der Abb. 4, lassen sich offene und verbuschte Kalkmagerrasen nicht mehr getrennt darstellen. Von daher können nur Flächen benannt werden, in denen beide Anspruchstypen zu schützen sind.</p> <p>Großräumige Schwerpunktgebiete (dargestellt in Abb. 4): Gebiete insbesondere mit zahlreichen, vergleichsweise eng benachbarten Kalkmagerrasen-Restvorkommen zu. Bei einer Ausbreitungsfähigkeit vieler typischer Arten von weniger als 200-300 m ist hier im Gegensatz zu vielen isolierten Einzelvorkommen die Vernetzung bzw. der genetische Austausch zwischen benachbarten (Teil-)Populationen noch weitgehend gewährleistet. In diesen Gebieten sind als Zentren der Arten der Kalkmagerrasen die Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in 1. oder 2. Priorität umzusetzen. Die Maßnahmen sind auch aus naturschutzfachlicher Sicht nicht mit anderen Nutzungen verhandelbar.</p> <p>Eine besondere Bedeutung bei der Umsetzung der Maßnahmen kommt den Zielarten zu, die nur noch ein oder wenige Vorkommen bzw. Fundorte im Landkreis haben. Die Arten werden mit Angaben zu Fundorten, Bestandsgrößen und ortsbezogenen Empfehlungen zu Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen textlich hervorgehoben (siehe BRAUNS et al. 1997). Diese Arten sind durch ihre Seltenheit im besonderem Maße vom Aussterben im Landkreis bedroht:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Warzenbeißer - Ehrenpreis-Scheckenfalter - Schlehenzipfelfalter - Schwarzfleckiger Bläuling

grünlands dienen und mit ihm stellvertretend für andere Arten argumentiert werden.

Umsetzung des Zielkonzepts durch Raumordnung und Bauleitplanung

Die im Zielkonzept ermittelten, gemäß § 24 NNatG schutzwürdigen Gebiete sind aus der Sicht des Na-









turschutzes und der Landschaftspflege für die Darstellung als "Vorranggebiet für Natur und Landschaft" in das Regionale Raumordnungsprogramm aufzunehmen.

Die gemäß § 26, Abs. 1, Ziff. 1 NNatG schutzwürdigen Gebiete werden als "Vorsorgegebiet für Natur und Landschaft" vorgeschlagen (NLVA-FfN 1996).



Kartengrundlage: TK 1 : 100.000; C 4322; Vertriebsfirma mit Erlaubnis des Hrsg. Landesvermessung und Geobasisinformation Nds. S2-636/98

Kalkmagerrasen - Schutz der Tierarten -

Ziel	Maßnahmen	Prioritäten
 - Erhalt, teilweise Verbesserung der Kalkmagerrasen 1. Schutzpriorität	regelmäßige Schafbeweidung, ggf. auch Mahd; Entfernen der Gebüsche auf ca. 2/3 der Fläche; Verhinderung von Stickstoffeinträgen	Maßnahmen nicht verhandelbar, sofortige Umsetzung notwendig (1. Priorität)
 - Erhalt und Verbesserung der Kalkmagerrasen 2. Schutzpriorität	siehe oben	Maßnahmen nicht verhandelbar, Umsetzung in 2. Priorität, in Schwerpunktgebieten in 1. Priorität
 - Verbesserung der Kalkmagerrasen 3. Schutzpriorität	siehe oben	Maßnahmen in Schwerpunktgebieten nicht verhandelbar, Umsetzung in 3. Priorität, in Schwerpunktgebieten in 2. Priorität
 - Erhalt der kleinflächigen Kalkmagerrasen in Wäldern 2. Schutzpriorität	keine Aufforstung, gelegentliche Entfernung von Gebüsch	Maßnahmen in Schwerpunktgebieten nicht verhandelbar, Umsetzung in 2. Priorität
 - Erhalt der kleinflächigen Kalkmagerrasen in Wäldern 3. Schutzpriorität	siehe oben	Maßnahmen verhandelbar, Umsetzung in 3. Priorität, in Schwerpunktgebieten in 2. Priorität
 - Gebiet mit potentieller Bedeutung für Vernetzung zwischen Kalkmagerrasen	Entwicklung/Optimierung vernetzender Biotope und Strukturen (z.B. Feldraine, Waldränder)	Maßnahmen verhandelbar, Umsetzung in 3. Priorität
 Grenze der Schwerpunktgebiete		
 Flächenvergrößerungen		

Maßstab 1 : 100.000

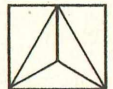


Abbildung 3

Ausschnitt der Karte „Kalkmagerrasen - Schutz der Tierarten“ aus BRAUNS ET AL (1997).

Tabelle 9

Für den Schutz der ausgewählten Zielarten sinnvolle Erweiterungen der im Landschaftsrahmenplan vorgeschlagenen Naturschutzgebiete (Auswahl).

Vorgeschlagenes NSG (Nr. nach LRP)	Zum Schutz von Zielarten sinnvolle Erweiterung
NSG 35 Kruckberg	Erweiterung um Kalkmagerrasen im Südosten (Vorkommen der Schlingnatter)
NSG 59 Sauberg bei Rühle	Erweiterung nach Osten um Gehölz- und strukturreiches Grünland und Kalkmagerrasen südl. des Butterberges (Vorkommen des Rotrückenhürgers)
NSG 111 Kalkmagerrasen am Kellberg und Bockensberg	Verbinden der beiden westlichen Teilflächen (u. a. ehemaliges Wendehalsvorkommen)
...	

Tabelle 10

Auszug aus der Liste von Vorschlägen zur Konkretisierung des Schutzzwecks bestehender oder im LRP vorgeschlagener Naturschutzgebiete im Landkreis Holzminden mit Hilfe von Zielarten für Kalkmagerrasen und Biotopkomplexe des Extensivgrünlands vorwiegend trockener, kalkreicher Standorte.

NSG (Nr. nach LRP)	Teilzweck des Schutzzwecks: Erhalt von Zielarten, insbesondere (Teil-)Populationen von:
Bestehende Naturschutzgebiete	
NSG Osterberg HA 118	Rotrückenhürger, Schlingnatter, Schwarzfleckiger Bläuling, Silberfleck-Bläuling, Zwergbläuling
NSG Weinberg bei Holenberg HA 126	Skabiosen-Schneckenfalter, Brauner Würfelfalter, Waldteufel, Zwergbläuling, Dunkler Dickkopffalter
NSG Südliche Burgberghänge HA 166	Rotrückenhürger, Zauneidechse, Kreuzenzian-Ameisenbläuling (Population von mind. 50-100 Indiv.), Schlehenzipfelfalter, Waldteufel
...	
Gebiete, welche die Voraussetzung zur Ausweisung als Naturschutzgebiete erfüllen	
NSG 9 Mühlenberg bei Pegestorf	Schlingnatter, Zauneidechse, Rote Keulenschrecke
...	

Faunistisch-tierökologische Belange sind bereits bei der Ermittlung wichtiger Bereiche, die Grundlage für die Bestimmung der schutzwürdigen Teile von Natur und Landschaft sind, eingeflossen. Für die Bauleitplanung gilt, daß wertvolle Bereiche für Arten und Biotope als Tabuzonen für Baumaßnahmen zu betrachten sind.

Auch sollten Bereiche dargestellt werden, die sich aus tierökologischer Sicht in besonderem Maße zur Aufwertung durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen nach der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung anbieten (Flächenpool). Dies sind Bereiche, die entweder derzeit beeinträchtigt sind und zumindest noch einzelne typische Arten beherbergen oder die noch unbesiedelt sind und durch ihre Lage wichtig für die Vernetzung von Lebensräume sind. § 5 Abs. 2a des neuen Baugesetzbuches (BauGB - neu) bietet die Rechtsgrundlage, Flächen für Ausgleichsmaßnahmen im Sinne des § 1a Abs. 3 BauGB-neu im Flächennutzungsplan auszuweisen.

2.6 Erfolgskontrolle

Eine Erfolgskontrolle der im Landschaftsrahmenplan formulierten Ziele und Maßnahmen ist nach den Hinweisen der Fachbehörde (NLVA-FfN 1996)

nicht vorgesehen. Mittlerweile ist jedoch unbestritten, daß Erfolgskontrollen zur Effektivierung der Naturschutzarbeit unabdingbar sind (BLAB & VÖLKL 1994). Die Festlegung von Zielarten oder Zielartenkollektiven kann die Erfolgskontrolle wesentlich erleichtern, da Veränderungen ganzer Lebensgemeinschaften schwieriger und wesentlich aufwendiger zu messen sind als die Bestandsveränderung einzelner Populationen (BRINKMANN 1998). Zweckmäßig ist die Wahl von Arten, die besonders empfindlich auf Veränderungen der entscheidenden Einflußgrößen (z.B. die Verbuschung) reagieren (PLACHTER 1991).

Kommen verschiedene Arten für die Überprüfung einer Einflußgröße in Betracht, sind jene Arten zu bevorzugen, welche häufiger und/oder methodisch einfacher zu kartieren sind. Die Wahl einer häufigeren Art ermöglicht vergleichende Betrachtungen von (Teil-)Populationen verschiedener Untersuchungsflächen und verringert damit die Gefahr einer Fehlinterpretation durch zufällige Aussterbevorgänge oder langsame Veränderungen der Gesamtbedingungen (MÜHLENBERG 1993).

Im Landschaftsrahmenplan wird es nur möglich sein, den Rahmen für ein eigenständiges Monito-

Tabelle 11

Eignung von Zielarten zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen in Kalkmagerrasen im Landkreis Holzminden.

Art mit Schutzpriorität	Anzahl akt. Nachweise (1988-92)	Gründe für die Eignung als Art zur Erfolgskontrolle	Flugzeit bzw. beste Nachweiszeit
offene, blütenreiche Ausprägung			
Skabiosen-Schreckenfalter La.-1	8	Art mit enger Lebensraumbindung ⁴⁾ , sehr standortstreu, kommt in optimalen Lebensräumen in hohen Populationsdichten vor ¹⁾ .	E5-A7 ¹⁾
offene, kurzwüchsige Ausprägung mit offenen Störstellen			
Heidegrashüpfer Re.-2	15	enge Lebensraumbindung ⁵⁾	E7-9 ⁵⁾
Zwergbläuling Re.-2	4	Standortstreu Art mit enger Bindung an die genannten Strukturen, erreicht lokal hohe Populationsdichten ¹⁾ .	1. Gen. 5-6 ²⁾ 2. Gen. 7
Thymian-Widderchen Re.-2	10	Sehr standortstreu Art mit enger Bindung an die genannten Strukturen ¹⁾ .	M6-8 ²⁾
offene, hochwüchsig Ausprägung mit offenen Störstellen			
Silberfleck-Bläuling Re.-2	6	Art mit enger Lebensraumbindung, sehr standortstreu und z. T. mit sehr hohen Populationsdichten ¹⁾ .	M6-M8 ²⁾
offene, hochwüchsig (verbrachte) Ausprägung			
Steinklee-Widderchen Re.-2	14	Art mit enger Lebensraumbindung ⁴⁾	keine Angaben
verbuschte Ausprägung			
Braune Würfelfalter La.-1	9	Sehr standortstreu Art mit enger Lebensraumbindung ¹⁾ .	A5-A6 ¹⁾
Pflaumenzipfelfalter Re.-2	11	Deutliche Lebensraumbindung und mittlere bis hohe Populationsdichten ³⁾ .	6-M7 ¹⁾
Erläuterung:			
Abkürzungen in Spalte 4: 1, 2, = Januar, Februar, ; A = Anfang, M = Mitte, E = Ende; Gen. = Generation; Quellen: 1) SCHMIDT 1989 u. 1990, 2) KOCH 1991, 3) WEIDEMANN 1995, 4) LOBENSTEIN mdl., 5) GREIN 1995b.			

ringprogramm vorzugeben, z.B. durch Hinweise zu den auszuwählenden Arten, Erfassungsmethoden und ggf. zu den Untersuchungsgebieten (vgl. Tab. 11).

3. Kritische Einschätzung der Erprobung und Fazit zur Verwendung von Zielarten

Mit der Erprobung der Empfehlung am Beispiel des Landschaftsrahmenplans Holzminden sind die faunistisch-tierökologischen Belange für zwei Lebensraumtypen in Darstellung, Bewertung und Ableitung eines Zielkonzeptes eingeflossen. Im Vergleich zu den Ergebnissen der bisherig überwiegend vegetationskundlich-floristisch ausgerichteten Arbeitsschritte beim Schutzgut Arten und Biotope im LRP Holzminden zeigen sich folgende Unterschiede: Die Bedeutung der Flächen der behandelten Lebensraumtypen ist bisher weitgehend erkannt worden und z.B. in die Vorschläge für neu auszuweisende NSGs und LSGs mit eingegangen. Der Grund ist, daß Kalkmagerrasen auch ohne Berücksichtigung der typischen wichtigen Tierarten als vegetationskundlich-floristisch abgegrenzter Biototyp eine hohe Bedeutung haben. Ein Informationsgewinn durch die Einbeziehung faunistischer Belange ist insbesondere bei der Prioritätensetzung zwischen den vorgeschlagenen Maßnahmen zu sehen. Die aus

tierökologischer Sicht unterschiedlich schutzbedürftigen Kalkmagerrasen und ihre Lage zueinander erfordern eine Prioritätensetzung für Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen. Auch konnten durch die Flächenansprüche der Tierarten Flächenforderungen, die z.B. in Vorschläge zur Erweiterung von NSGs eingegangen sind, begründet werden. Jedoch war die Quantifizierung von Flächenansprüchen insgesamt nur in beschränktem Maße möglich. Für die meisten der betrachteten Zielarten lagen keine Referenzwerte für die Größe und den Flächenanspruch von überlebensfähigen Populationen vor. Zudem weist der in der Literatur angegebene Raumbedarf erhebliche Spannen auf, die es schwierig machen, einen konkreten Schwellenwert festzulegen.

Bei der Bearbeitung ergaben sich darüberhinaus weitere grundlegende Probleme. Trotz der für einen Landschaftsrahmenplan in Niedersachsen verhältnismäßig guten Datengrundlage sind die Vorkommen der relevanten Tierarten mit Sicherheit untererfaßt. Von den bekannten Vorkommen liegen nur grobe Schätzungen der Bestandsgrößen vor. Die auf einer solchen Basis abgeleiteten Prognosen zur Bedeutung einzelner Teilpopulationen und möglicher Beziehungen untereinander sind daher mit großen

Unsicherheiten behaftet.

Auch ist der Betrachtungsraum der Landkreis Holzminden - bei einigen Arten zu klein, da die Verbreitung der Population, wie das Beispiel des Rotrückenvürgers gezeigt hat, über den Landkreis hinausreicht. Bei einer Einschätzung der langfristigen Bestandsentwicklung sollte jedoch die gesamte Population mit einbezogen werden.

Vor dem Hintergrund des hohen fachlichen Anspruchs der niedersächsischen Landschaftsplanung, dem "Erhalt der Arten in langfristig überlebensfähigen Populationen" (Niedersächsisches Landschaftsprogramm, MELF 1989), müssen die Anstrengungen für einen effektiven Tierarten- und Lebensraum-schutz insgesamt erhöht werden. Für die Berücksichtigung von Zielarten im Rahmen der niedersächsischen Landschaftsplanung ergeben sich daher einige *elementare Forderungen*:

- Grundlegende populationsökologische Sachverhalte sind für die jeweils wichtigsten Zielarten im Rahmen von Forschungsvorhaben zu ermitteln und aufzubereiten (vgl. z.B. SETTELE ET AL. 1996). Die Ermittlung von Referenzwerten z.B. für die Größe von überlebensfähigen Populationen kann nicht im Rahmen der Landschaftsplanung erfolgen. Vielmehr sind solche Daten in Datenbanken verfügbar zu halten. Darüberhinaus wäre es für Niedersachsen sinnvoll, wesentliche aktuelle Erkenntnisse zur Pflege und Entwicklung wertvoller Lebensräume unter Berücksichtigung tierökologischer Grundlagendaten in einer Zusammenschau zu veröffentlichen. Als Vorbild können das "Landschaftspflegekonzept Bayern" (in 19 Bänden)²⁾ sowie Band I des ABSP Bayern (BAYER. STMLU 1995) gelten.
- Wichtige Zielarten sind bereits auf der Landesebene zu bestimmen. Insbesondere für Arten mit großen Raumansprüchen können umfassende Schutzstrategien nur von der Landesebene aus entwickelt werden. Aussagen hierzu sollten im niedersächsischen Landschaftsprogramm als übergeordnete Planungsebene zum LRP getroffen werden. Bei einigen Artengruppen liegen im Vergleich zu anderen Flächenbundesländern überdurchschnittliche gute Daten vor, mit denen ohne zusätzliche Erfassungen solche Aussagen getroffen werden können (für Libellen vgl. FISCHER & HEINK (1997). Am sinnvollsten erscheint es, die faunistischen Belange in einem eigenen faunistischen Fachbeitrag zur Fortschreibung des niedersächsischen Landschaftsprogrammes zu erarbeiten. Als Vorbild kann das "Zielartenkonzept" zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg dienen (WALTER ET AL. 1998).
- Die finanzielle Ausstattung des LRP muß eine flächendeckende Erfassung ausgewählter Zielarten ermöglichen. Dabei sind Schwerpunktsetzungen möglich, z.B. mit der Benennung einzelner Lebensraumtypen, die eine besondere Be-

deutung im Kreis haben und/oder die ihre Bedeutung insbesondere über die dort lebenden Tierarten beziehen. Auch sind unabhängig vom Lebensraumtyp Tierarten zu erfassen, bei denen aufgrund ihrer besonderen Empfindlichkeit und/oder aktuellen Seltenheit sowie Gefährdung durch vorhandene oder geplante Nutzungen im Kreis nicht auf einen alleinigen Schutz durch den vegetationskundlich-floristisch begründeten Biotopschutz zu vertrauen ist.

Nur wenn die Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung von Zielarten in der Landschaftsrahmenplanung verbessert werden, sind grundlegend bessere Planungsergebnisse zu erwarten. Bereits durch die Berücksichtigung der in diesem Beitrag gegebenen Empfehlungen kann jedoch aktuell eine bessere Ausschöpfung der vorhandenen Potentiale erfolgen.

Anmerkungen

¹⁾ Eine fundierte Grundlage für die Integration populationsökologischer Aspekte in die niedersächsische Landschaftsrahmenplanung würde jedoch geschaffen, wenn die Anwendung von PVAs in regionalisierten Forschungsprojekten bzw. repräsentativen Monitoringsystemen intensiviert und damit (neue) Referenzdaten zur Populationsökologie schutzbedürftiger Arten - insbesondere zu den Parametern Flächenbedarf, Habitatqualität und Isolationsmechanismen - bereitgestellt werden könnten (HORLITZ 1994; BAYER. STMLU 1995, vgl. auch Pkt. 3).

²⁾ Herausgegeben vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

Literatur

ALTMOOS, M. (1997): Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz - Modellregion Biosphärenreservat Rhön.-HGON, Echzell: 235 S.

AMLER, K.; F. LOHRBERG & G. KAULE (1996): Implementation of FIFB results in environmental planning.- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. The GeoJournal Library, Vol. 35, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 363-372

BAYER. STMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, Hrsg., 1991):

Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern - Landkreis Neustadt a.d. Aisch-Bad Windsheim.- München.

——— (1992): Arten- und Biotopschutzprogramm.- München.

——— (1995): Arten- und Biotopschutzprogramm, Allgemeiner Band - Band I.- München.

- BEZZEL, E. (1985):
Kompendium der Vögel Mitteleuropas - Nonpassiformes: Nichtsingvögel.- Aula Verl., Wiesbaden: 792 S.
- (1993):
Kompendium der Vögel Mitteleuropas - Passeres: Singvögel. Aula Verl., Wiesbaden: 766 S.
- BIERHALS, E.; O.v. DRACHENFELS; E. GARVE & R. ALTMÜLLER (1997):
Naturschutzarbeit in den Ländern: Niedersachsen.- Natur und Landschaft 72 (3): 119-120.
- BITZ, A.; K. FISCHER; L. SIMON; R. THIELE & M. VEITH (1996):
Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz.- Hrsg. v.d. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V., GNOR-Eigenverl., Mainz: 864 S.
- BLAB, J. (1993):
Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 24, 4. Aufl.: 1-479.
- BLAB, J. & W. VÖLKL (1994):
Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 291-300.
- BLAB, J.; P. BRÜGGEMANN & H. SAUER (1991):
Tierwelt in der Zivilisationslandschaft - Teil II: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelder Ländchen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 34: 94 S.
- BLAB, J.; R. GÜNTHER & E. NOWAK (1994):
Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Kriechtiere (Reptilia).- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 42: 109-124.
- BLANKE, D.; E. GARVE; A. MEYER-VOSGERAU; A. PELZER; R. PODLOUCKY; A. PREISS; D. SCHUPP & M. WEYER (1996):
Nachrichten und Hinweise.- Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 16 (6): 267-275.
- BLANKE, I. (1996):
Untersuchungen zur Raumnutzung der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) in Nordwestdeutschland.- Zusammenfassung der Jahrestagung der Dt. Ges. f. Herpetologie u. Terrarienkunde 1996: 5-6.
- 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, unveröff.: 138 S.
- BRINKMANN, R. (1997):
Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung.- NNA-Berichte 3/97: 48-60.
- (1998):
Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung.- Informationsdienst Naturschutz Niedersachs., 18 (3): 57-128.
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992):
Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.- Abl. EG Nr. L 206: 7-50 ("FFH-Richtlinie")
- DRESSLER, H. v. & T. FRISSE (1993):
Landschaftsrahmenplanung - Erfahrungen aus der Planungspraxis in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt.- Beiträge zur räumlichen Planung, 33: 25-42.
- EBERT, G. & E. RENNWALD (1993):
Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Bände 1/2, Tagfalter I/II.- Nachdruck der 1. Aufl. (korrigiert), Ulmer, Stuttgart, Bd. 1: 552 S., Bd. 2: 535 S.
- FISCHER, A. & U. HEINK (1997):
Auswertung der libellenkundlichen Daten des Niedersächsischen Tierartenerfassungsprogramms und deren Verwendung im Rahmen eines regionalisierten Zielartenkonzeptes.- Unveröff. Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover.
- FLADE, M. (1994):
Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands.- IHW-Verl., Eching: 879 S.
- FRISSE, T. (1992):
Erarbeitung eines Landschaftsrahmenplanes am Beispiel des Landkreises Peine - Teil: Arten und Lebensgemeinschaften.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, H. 3: 14-25.
- GREIN, G. (1995a):
Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschrecken (2. Fassung, Stand: 1.1.1995).- Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 15 (2): 17-36.
- (1995b):
Hinweise zum Kartieren von Heuschrecken.- Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 15 (2): 37-43.
- GRÜNWARD, V. (1988):
Mellicta aurelia - ein Neufund für Westfalen.- Mitt. Arb-Gem. Ostwestf.-Lipp. Ent., Bd. 4: 125-130.
- GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996):
Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- Fischer, Jena: 825 S.
- HAAREN, C. v. (1991):
Leitbilder oder Leitprinzipien.- Garten und Landschaft 101 (2): 29-34.
- HAFFER, J. (1993):
Lanius collurio l. 1758 - Rotrückenschwärmer, Neuntöter.- In: GLUTZ, V.; U.N. BLOTZHEIM & K.M. BAUER (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Bd. 13/II Passeriformes (4. Teil): Sittidae - Laniidae., Aula Verl., Wiesbaden: 1140-1230.
- HARZ, K. (1984):
Rote Liste der Geradfügler (Orthoptera s. lat.).- Naturschutz Aktuell, Nr. 1: 114-115.
- HECKENROTH, H. (1985):
Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980 und des Landes Bremen mit Ergänzungen aus den Jahren 1976-1979.- Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.: 14: 1-428.
- HÖLZ, B. & G. KAULE (1997):
Biotop- und Artenschutz in Deutschland - Eine Status-

Quo-Analyse der Forschungsprojekte.- Analytica, Berlin: 195 S.

HORLITZ, T. (1994):

Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes.- *Libri botanici* 12, IHW-Verlag, Eching: 181 S.

HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991):

Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Bd. 1: 277 S.

JAKOBER, H. & W. STAUBER (1987a):

Zur Populationsdynamik des Neuntöters (*Lanius collurio*).- *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, H. 48: 71-78.

——— (1987b):

Dispersionsprozesse in einer Neuntöter-Population.- *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, H. 48: 191-130.

JESSEL, B. (1996):

Leitbilder und Wertungsfragen in der Natur- und Umweltplanung - Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28 (7): 211-216.

KOCH, M. (1991):

Schmetterlinge.- 3. Aufl., Neumann Verl., Radebeul: 792 S.

LANDKREIS HOLZMINDEN (Hrsg. 1996):

Landschaftsrahmenplan Landkreis Holzminden.- *Bearb. Planungsgruppe Ökologie + Umwelt und ALAND*, Hannover.

LANGE, A. & M. PREUSSING (1995):

Tagfalter (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea, Zygaenoidea) am Burgberg bei Bevern (Landkreis Holzminden, Niedersachsen) und ihre Bedeutung für ein Naturschutzkonzept.- *Braunschw. naturkd. Schr.* 4 (4): 841-862.

LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) (Hrsg. 1997):

Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Harz.- *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 4/1997*.

LFUG & FÖA (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ & FAUNISTISCH-ÖKOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT) (Bearb. 1996):

Planung vernetzter Biotopsysteme Rheinland-Pfalz - Bereich Landkreis Birkenfeld.- *Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz & Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Openheim*.

LOBENSTEIN, U. (1986):

Bemerkenswerte Lepidopteren-Funde aus dem niedersächsischen Weserbergland (Landkreise Holzminden und Hameln-Pyrmont).- *Mitt. ArbGem. ostwestf.-lipp. Ent.*, H. 35: 81-86.

LORENZEN, E. & J. GOTTWALD (1992):

Die Entwicklung der Verbeitung der Zauneidechse

(*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758) im südlichen Niedersachsen - eine Rekonstruktion.- *Verhandl. Ges. f. Ökologie*, Bd. 21: 409-412.

MELF (NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1989):

Niedersächsisches Landschaftsprogramm.- Hannover: 133 S.

MU (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM) (1995):

Umweltbericht der Niedersächsischen Landesregierung 1993/1994.- Hannover: 188 S.

MUGRHPf (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ, Hrsg. 1990):

Planung vernetzter Biotopsysteme.- Mainz.

MÜHLENBERG, M. (1993):

Freilandökologie.- 3. Aufl., UTB 595, Quelle & Meyer, Heidelberg/Wiesbaden: 512 S.

MÜHLENBERG, M.; K. HENLE; J. SETTELE; P. POSCHLOD; A. SEITZ & G. KAULE (1996):

Studying species survival in fragmented landscapes: The approach of the FIFB.- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (Hrsg.): *Species Survival in Fragmented Landscapes*. The GeoJournal Library, Vol. 35, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 152-160

MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997):

Kulturlandschaft als Lebensraum.- Quelle & Meyer, Wiesbaden (= UTB 1947).

NLVA-FFN (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT - FACHBEHÖRDE FÜR NATURSCHUTZ) (1996):

Hinweise der Fachbehörde für Naturschutz zur Aufstellung des Landschaftsrahmenplanes (Stand: 1.2.1989, 6. geringfügig geänderte Aufl.).- *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.*, 9 (2): 21-36.

——— (1997):

Gliederungsschema zur Fortschreibung des niedersächsischen LRP, Ergebnis aus dem Arbeitskreis "Fortschreibung der Hinweise und der Richtlinie zur Aufstellung von Landschaftsrahmenplänen" (Stand 20.02.1997).- unveröff. Mskr., Hannover.

PLACHTER, H. (1989):

Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage.- *Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz*, 80: 58-89

——— (1991):

Naturschutz.- UTB 1563, Fischer Verl., Stuttgart: 463 S.

PODLOUCKY, R. & C. FISCHER (1991):

Zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Niedersachsen: Zwischenauswertung mit Nachweiskarten von 1981-1989.- *Unveröff. Manuskript*, hrsg. v. NLVA-FfN, Hannover: 34 S.

——— (1994):

Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien in Niedersachsen und Bremen.- *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 14 (4): 109-120.

- PODLOUCKY, R. (1988):
Zur Situation der Zauneidechse, *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758, in Niedersachsen - Verbreitung, Gefährdung und Schutz.- In: GLANDT, D. & W. BISCHOFF (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse. Mertensiella, Nr. 1: 146-166.
- QUINGER, B.; M. BRÄU & M. KORNPÖBST (1994):
Landschaftspflegekonzept Bayern: Lebensraumtyp Kalkmagerrasen, Band II.1 (2 Teilbände).- Hrsg. v. Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Bayer. StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), München: 266 S.
- RECK, H. (1992):
Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (4): 129-135.
- 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: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsprogrammes in Baden-Württemberg.- Laufener Seminarbeitr., H. 4/94: 65-94.
- RETZLAFF, H. (1983):
Mellicta aurelia aurelia NICKERL 1850 (parthenie BORKHAUSEN 1788) im südlichen Niedersachsen.- Mitt. ArbGem ostwestf.-lipp. Ent., H. 26: 36-37.
- RIECKEN, U. (1992):
Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen.- Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz, 36: 1-187.
- (1996):
Die Bedeutung zoologischer Fachbeiträge für unterschiedliche Ebenen der naturschutzrelevanten Planung.- Laufener Seminarbeitr., H. 3/96: 9-22.
- RIEDL, U. (1996):
Anforderungen an die Aufbereitung biologischer Daten für die Planung.- Laufener Seminarbeitr., H. 3/96: 119-142.
- SCHÄFER, M.; H. SCHUHMACHER & U. STROTHMANN (1996):
Untersuchungen zur Habitatwahl des Neuntötters (*Lanius collurio* L.) auf dem Kerstlingeröder Feld bei Göttingen (Süd-niedersachs).- Naturkndl. Ber. zur Fauna u. Flora in Süd-Niedersachs. 18, Hrsg. v. NABU-Gruppe Göttingen & Gruppe Altkreis Münden, Hann. Münden: 79-94.
- SCHMIDT, G. (1989):
Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) des nördlichen und mittleren Regierungsbezirks Braunschweig unter Einschluß des niedersächsischen Harzes - 1. Tagfalter (Diurna).- Braunschw. naturkndl. Schr. 3 (2): 517-558.
- (1990):
Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) des nördlichen und mittleren Regierungsbezirks Braunschweig unter Einschluß des niedersächsischen Harzes - 1. Tagfalter (Diurna) (Fortsetzung).- Braunschw. naturkndl. Schr. 3 (3): 775-841.
- SCHULZ, K. D. & U. SIPPEL (1995):
Flächenbezogene Bewertung des Schutzgutes Arten und Lebensgemeinschaften im Rahmen der Landschaftsplanung - Beiträge zu einem anwendungsbezogenen Vorgehen in Niedersachsen.- Unveröff. Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover: 458 S. u. Anhang.
- SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds., 1996):
Species Survival in Fragmented Landscapes.- The GeoJournal Library, Vol. 35, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- SPANG, W. D. (1992):
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- Natur und Landschaft 67 (4): 158-161.
- VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHHAUPT & E. GOTTSCHALK (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.
- VOIGT, C. & H. WIEBUSCH (1994):
Inhaltliche und methodische Überlegungen zum Pflege- und Entwicklungsplan, dargestellt am Beispiel des NSG "Holzwiesen".- Unveröff. Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover: 140 S.
- WALTER, R.; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLE; E. OSINSKI & T. HEINL (1998):
Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg: Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg.- Natur und Landschaft 73 (1): 9-25.
- WEIDEMANN, H.-J. (1995):
Tagfalter beobachten, bestimmen.- Naturbuch-Verl., Augsburg: 659 S.
- WOLLSCHIED, K.-U. (1995):
Nistplatzwahl und Habitatnutzung beim Neuntöter (*Lanius collurio*).- Beitr. zur Naturkd. Niedersachs., H. 48: 157-163.

Anschrift der Verfasser:

Robert Brinkmann
Universität Hannover
Institut für Landschaftspflege und Naturschutz
Herrenhäuser Str. 2
D-30419 Hannover

Dipl.-Ing. Carsten Brauns
Hennigesstraße 5
D-30451 Hannover

Dipl.-Ing. Jürgen Jebram
Hohenzollernstraße 105a
D-56068 Koblenz

Dipl.-Ing. Ivo Niermann
Hornemannweg 10
D-30167 Hannover

Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften

Andreas HEIDENREICH & Karin AMLER

1. Einleitung

Jeder Naturschutz, der über den Schutz einzelner Arten wirken soll, muß in der Lage sein, aussagekräftige Situationsbeschreibungen und Prognosen für die untersuchte Art zu erstellen. Für eine Situationsbeschreibung genügt oft eine gründliche Kartierung der Vorkommen und der potentiellen Habitate. Eine Prognose dagegen wird oft mit sehr aufwendigen Populationsgefährdungsanalysen verbunden sein (BOYCE 1992; zu einigen Beispielen in Deutschland vgl. GOTTSCHALK 1996, 1997; WAGNER & BERGER 1996; VOGEL & JOHANNSEN 1996). Der folgende Artikel soll mit der standardisierten Populationsprognose (HEIDENREICH & AMLER 1999) einen gangbaren Mittelweg aufzeigen zwischen der - als Mindestanforderung notwendigen - reinen Situationsbeschreibung und der - wünschenswerten, aber meist zu aufwendigen - echten Populationsgefährdungsanalyse. Dabei spielt es keine Rolle, ob und wie man die zu schützende Art als Ziel-, Leit- oder Indikatorart definiert; wenn man allerdings die Definition von ZEHLIUS-ECKERT (in diesem Band) verwendet, bieten sich am ehesten echte "Zielarten" für diese Art der Gefährdungsprognose an.

Welche Informationen sind nun neben der reinen Situationsbeschreibung für eine Prognose der Bestandssicherheit einer Zielart notwendig?

Schon für die Situationsbeschreibung muß man zumindest ansatzweise die Habitatansprüche der Art kennen, um neben besiedelten auch potentielle Habitate kartieren zu können. Unter Umständen ist die Art ja dort nur zeitweilig ausgestorben und hat eigentlich ein viel größeres besiedelbares Areal, wenn eine Kolonisierung möglich ist.

Des weiteren sollte in den besetzten Habitaten eine Schätzung der Populationsgrößen erfolgt sein, da die Überlebensfähigkeit einer Population direkt von deren Größe abhängig ist. Sind mehrere benachbarte Habitate vorhanden, müssen für eine Situationsbeschreibung auch eventuell vorhandene Barrieren oder Verbreitungskanäle berücksichtigt werden.

Wenn es sich um kleine, potentiell stark isolierte Populationen handelt, sollte zu einer Situationsbeschreibung auch die Erhebung des genetischen Zustands der Populationen gehören. Dies ist bei normalen Naturschutzmaßnahmen aus Kostengründen allerdings wohl nicht möglich, sollte aber z.B. im Rahmen von Forschungsvorhaben durchgeführt werden.

Diese Informationen aus der Situationsbeschreibung müssen nun für eine Prognose mit Kriterien verknüpft werden, die eine Beurteilung im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung erlauben. Als Beispiel soll hier das Kriterium der Überlebensfähigkeit gewählt werden, d.h. Populationen und deren Schutz werden als "gut" bewertet, wenn sie mit einer Wahrscheinlichkeit von über 95% nach 25 bzw. 100 Jahren - je nach Prognosezeitraum - noch existieren. Für die Prognose der Überlebensfähigkeit spielt natürlich die Populationsgröße die wichtigste Rolle; allerdings müssen auch Dispersionseffekte - etwa im Rahmen von Metapopulationen - und die populationsgenetischen Bedingungen berücksichtigt werden.

Zunächst wollen wir nur den Effekt der Populationsgröße untersuchen. Für eine isolierte Population, die über eine bestimmte Zeitspanne eine ausreichende Überlebenswahrscheinlichkeit erreicht, hat SHAFFER (1981) den Begriff "Minimum Viable Population" (MVP) geprägt. Eine MVP-Angabe hängt dabei nicht nur von den Charakteristika der Art ab, sondern ebenso von der betrachteten Zeitspanne und der erwünschten Sicherheit. SHAFFER (1987) rechnet mit Zeitspannen von 100 oder mehr Jahren; da aber für konkrete Planungssituationen bei Wirbellosen aufgrund der gesellschaftlichen und natürlichen Dynamik ein solcher Zeitorizont deutlich überhöht scheint, wird heute auch mit 25 Jahren und 95% Überlebenswahrscheinlichkeit gearbeitet. Im folgenden werden immer die Werte für 95% Überlebenswahrscheinlichkeit und 25 sowie 100 Jahre Prognosehorizont angegeben.

Wie kann nun eine solche MVP bestimmt werden? Obwohl immer wieder Minimalareale oder -populationsgrößen aus dem Freiland gewonnen werden (z.B. WALLASCHEK 1995, 1996; INGRISCH & KÖHLER 1998), sind diese Werte durch die geringen Stichprobengrößen und die eventuell vorhandenen Einwanderungen äußerst unzuverlässig.

Eine statistisch besser gesicherte MVP-Bestimmung kann daher nur über mathematische Modelle erfolgen (SHAFFER 1987; LANDE & BARROWCLOUGH 1987; HEIDENREICH ET AL. 1997). Grobe Richtwerte ergeben sich bereits aus theoretischen, nicht artgebundenen Modellen, die alleine bei der Berücksichtigung der Stochastik in der kurzfristigen Populationsdynamik eine Größe von 50 Individuen fordern. Wird die Gefahr der langfristigen genetischen Verarmung einbezogen, steigt die

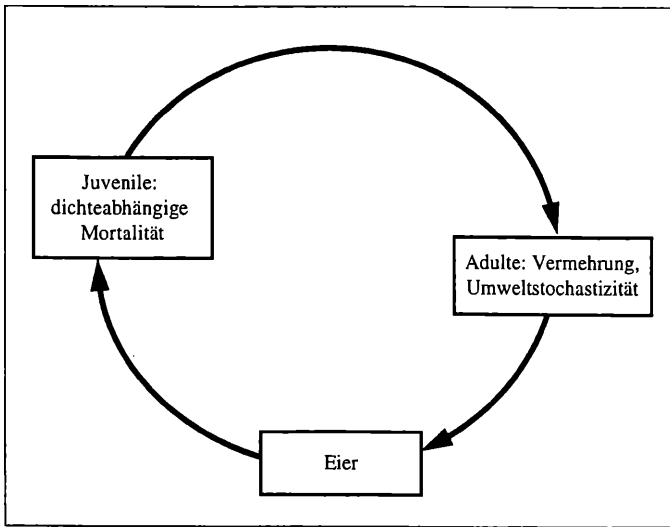


Abbildung 1

Schematisierter Lebenslauf eines univoltinen Insekts.

Grenze auf 500 Individuen, die aktiv am Reproduktionsgeschehen teilnehmen (SHAFFER 1987).

Die Variabilität, die durch umweltbedingte Schwankungen wie z.B. einen außergewöhnlich kühlen Sommer entsteht, sowie die artspezifische Reaktion auf hohe Populationsdichten und intraspezifische Konkurrenz sind in diesen Größen noch nicht einbezogen. Der Bezug auf "aktiv am Reproduktionsgeschehen teilnehmende Individuen", also N_e , läßt aber die Rückberechnung für einzelne dieser Faktoren zu (NUNNEY & ELAM 1992; NUNNEY & CAMPBELL 1993; CABALLERO 1994), leider aber nicht für alle oben genannten (VUCETICH ET AL. 1997).

2. Simulation einer isolierten Population: Ein allgemeines Simulationsmodell zur Berechnung von artspezifischen Überlebenswahrscheinlichkeiten

Das im folgenden entwickelte Simulationsmodell basiert im wesentlichen auf der Erkenntnis, daß die Lebenszyklen einzelner Artengruppen sich relativ gut schematisieren lassen. Eines dieser Schemata, das durch das logistische Wachstum mit nichtüberlappenden Generationen wiedergegeben wird, ist der typische Lebenszyklus von Heuschrecken und univoltinen Tagfaltern (Abb. 1). Dieser Zyklus umfaßt Larvalentwicklung, ein dispersionsfähiges Adultstadium und ein Eistadium. Die Überwinterung kann dabei in allen Stadien geschehen.

Dieser Lebenslauf wird nach BELLOWS (1981) am flexibelsten durch die Formulierung des logistischen Wachstums von MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) abgebildet (Abb. 2). Diese Formulierung hat drei Parameter: λ als maximale Wachstumsrate, β als Indikator der Dichteabhängigkeit und K als lokale Habitatkapazität.

Die Parametrisierung dieses Modells erfolgt über die Analyse von längeren Beobachtungsreihen an

Populationen der betreffenden Art (HASSELL ET AL 1976; BELLOWS 1981; FOLEY 1997).

Diese Zeitreihenanalyse wird im folgenden Abschnitt an zwei Zeitreihen des Schachbretts (*Melanargia galathea*) beschrieben.

2.1 Parametrisierung des logistischen Wachstums nach MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) durch die Analyse von Zeitreihen des Schachbretts (*Melanargia galathea*)

Langfristige Beobachtungsdaten über Insekten sind leider relativ selten und noch seltener international publiziert. Eine große Ausnahme bildet dabei das British Butterfly Monitoring Scheme (POLLARD & YATES 1993), bei dem landesweit seit den 70er Jahren festgelegte Transekte mehrmals im Jahr von ehrenamtlichen Bearbeitern abgegangen werden und die Anzahl Individuen für alle gefangenen Arten registriert wird. Auf diese Weise entstanden an vielen Orten über 20jährige Zeitreihen von Transektfängen, die als Schätzwerte der Gesamtpopula-

$$N_{(t+1)} = N_{(t)} * \lambda_{akt} * \frac{1}{1 + (\bar{\lambda} - 1) * \left(\frac{N_{(t)}}{K}\right)^\beta}$$

λ_{akt} : aktuelle Wachstumsrate
 $\bar{\lambda}$: mittlere Wachstumsrate
 $N(t)$: Populationsgröße zum Zeitpunkt t
 K : Habitatkapazität
 β : Intensität der Dichteregulation
 mit $\lambda_{akt} \sim \text{LN}(\bar{\lambda}, \sigma^2)$

Abbildung 2

Logistisches Wachstum nach MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) mit Erweiterung durch lognormalverteilte aktuelle Wachstumsraten.

Abbildung 3

Zeitreihen von Transektfängen des Schachbretts (*Melanargia galathea*), Wye (Südengland) und Unteres Inntal.

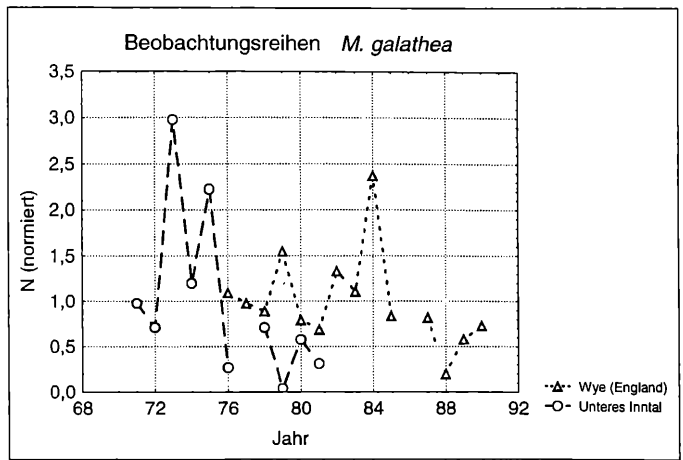
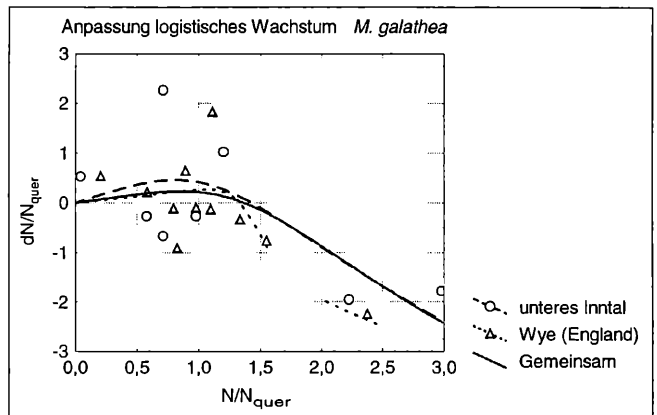


Abbildung 4

Anpassung des logistischen Wachstums nach MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) an die Zeitreihen Wye und Unteres Inntal für *Melanargia galathea*.



tionsgröße verwendet werden können. Für die Parametrisierung des Modells wird hier eine Zeitreihe aus Wye in Südengland verwendet (Abb. 3).

Innerhalb Deutschlands werden solche quantitativen Zeitreihen leider in der Regel nicht erhoben, eine Ausnahme bildet hier eine elfjährige Reihe von Transektfängen am Unteren Inn (REICHHOLF 1986; vgl. Abb. 3). Sie wird hier als Vergleich verwendet.

Zur Analyse wird für jedes Jahr die Änderung zum Folgejahr gegen die aktuelle Populationsgröße aufgetragen (Abb. 4) und an diese Punktwolke die logistische Wachstumsfunktion möglichst optimal angepaßt. Eine Schätzung des gemeinsamen Optimums, die die Datenpunkte beider Datenreihen verwendet, paßt auch zu den einzelnen Datenreihen nur wenig schlechter als deren Optima. Daher liegt nahe, daß die Parameterschätzung des gemeinsamen Optimums die Populationsdynamik der Art gut repräsentiert.

Das logistische Wachstum erklärt aber für Wye nur 56%, für die Zeitreihe aus dem Inntal nur 49% der tatsächlich beobachteten Variabilität in der Populationsentwicklung, die gemeinsame Anpassung sogar nur 54 bzw. 48%. Die restliche Variabilität ist bedingt durch Umwelteinflüsse, die im Modell abgebildet werden durch eine Lognormalverteilung der Wachstumsrate λ . Charakterisierender Parameter dafür ist die Varianz σ^2

Theoretisch kann man nun für jedes Jahr der Zeitreihe aus den Parametern β und K der optimalen Anpassung die aktuelle Wachstumsrate λ zurückrechnen und bekommt eine Verteilung der aktuellen Wachstumsraten λ_{akt} , aus der die Varianz σ^2 errechnet werden kann.

Durch die individuenbasierte Realisierung des Simulationsmodells spielen neben der Lognormalverteilung der Wachstumsrate jedoch auch andere Zufallsprozesse eine Rolle, so daß diese Varianz nicht direkt in das Modell übernommen werden kann. Ein Vergleich von Maßzahlen der Populationsvariabilität (THOMAS ET AL. 1994; CYR 1997) aus den Freiland-Zeitreihen und simulierten Zeitreihen mit unterschiedlicher Varianz ergibt den exakten Parameterwert dort, wo das Simulationsmodell die beste Übereinstimmung mit der Freiland-Zeitreihe zeigt (Abb. 5). Verwendet wird dazu der auch von THOMAS ET AL. (1994) in England benutzte Variationskoeffizient der Populationsgrößen (CV). Er liegt für Wye bei 0,55, für die Inntal-Zeitreihe bei 1,20.

Wird dieses Modell zur Berechnung von Überlebenswahrscheinlichkeiten für verschieden große Populationen (Abb. 6) - und damit zur MVP-Schätzung - verwendet, ergeben sich je nach angenommener Varianz, d.h. Stärke der umweltbedingten Schwankungen, unterschiedliche Werte (Tab. 1). Für Situationsbeurteilungen in Deutschland wäre

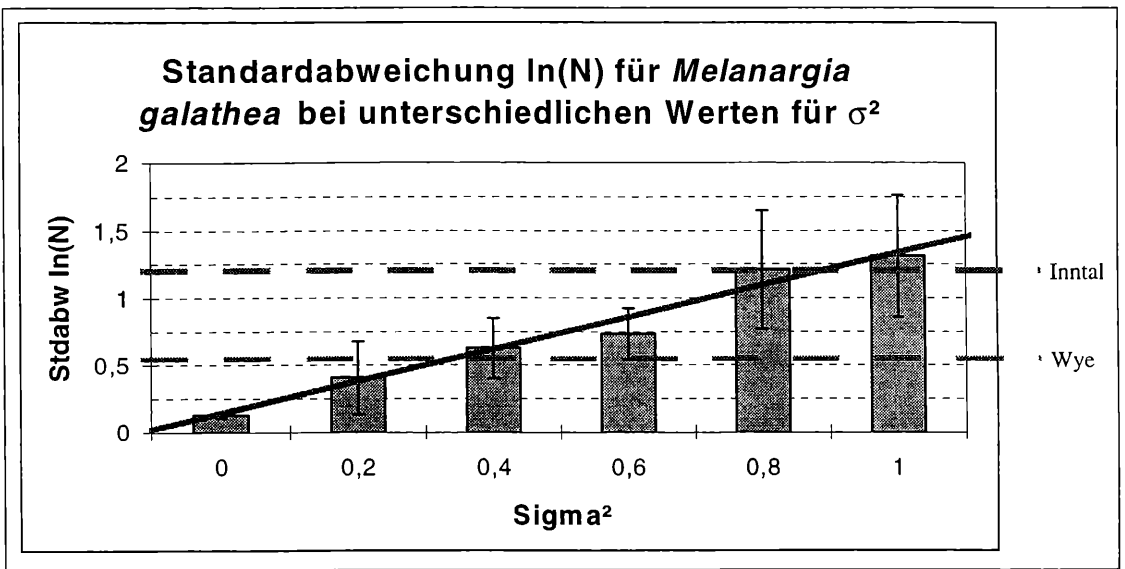


Abbildung 5

Sensitivitätsanalyse der Varianz σ^2 für Wye und Unteres Inntal.

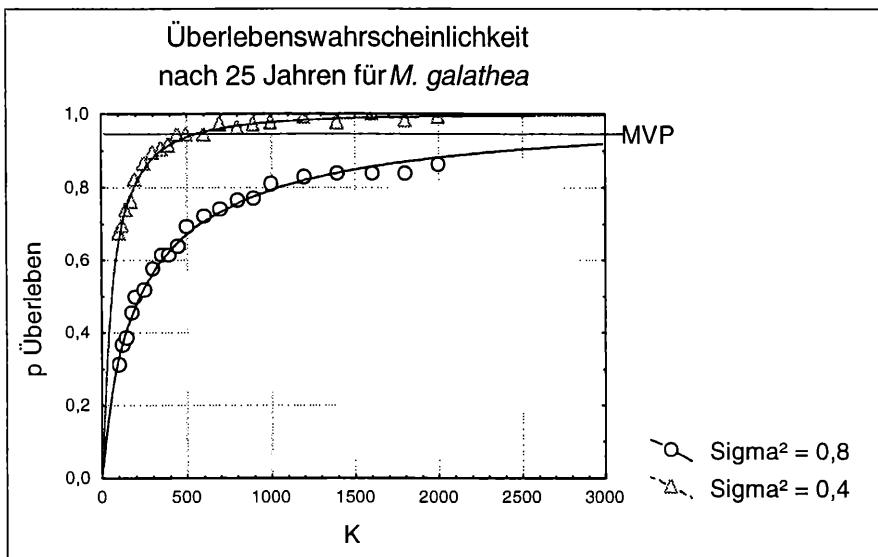


Abbildung 6

Inzidenzkurven Wye und Unteres Inntal, Simulationen isolierter Populationen. Parameterwerte: $\lambda = 1,357$, $\beta = 3,629$, 500 Replikate.

Tabelle 1

Parameter der Inzidenzkurve und MVP-Werte für Wye und Unteres Inntal, *Melanargia galathea*.

Parameter	Wye ($\sigma^2 = 0,4$)	Inntal ($\sigma^2 = 0,8$)
a	1,351	1,387
b	0,239	0,176
MVP 25 J.	580	4900
MVP 100 J.	1300	15000

der Wert nach REICHHOLF (1986) der - auch im Sinne einer Worst-Case-Sicherheitsphilosophie - angemessene, d.h. eine Population des Schachbretts, die 25 Jahre lang mit der Wahrscheinlichkeit von 95% überleben soll, müßte mindestens 4.900 Tiere umfassen; soll sie 100 Jahre lang gesichert sein, müßte sie mindestens 15.000 Individuen groß sein. Die Populationsgröße bezieht sich dabei immer auf die Habitatkapazität, d.h. in dem zu schützenden Habitat muß durch die vorhandenen Ressourcen eine Population dieser Größe unterhalten werden können.

Die Probleme bei der Abschätzung der Habitatkapazität werden in einem späteren Abschnitt diskutiert.

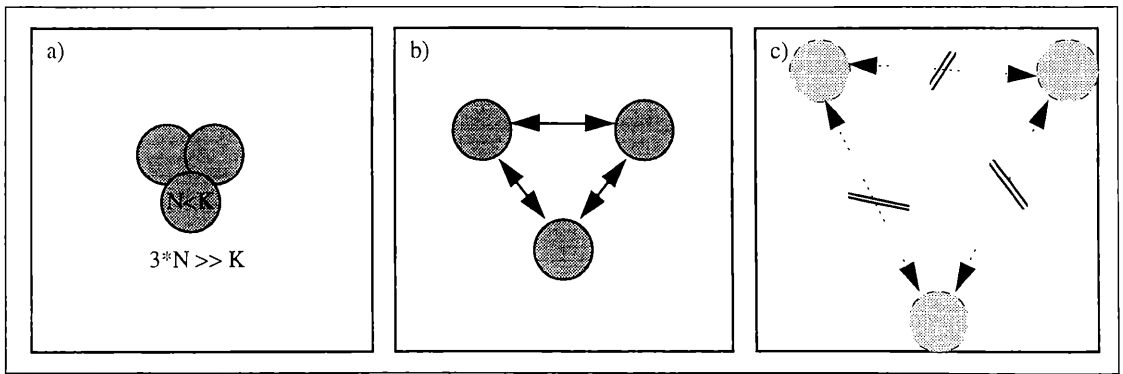




Abbildung 7

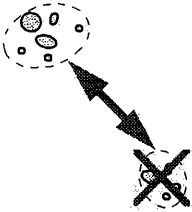
Idealisierte Metapopulationsstruktur und deren Übergang vom gesicherten Überleben (a) zur wahrscheinlichen Extinktion (c).



Faustregel 1
Zusammenfassen aller Populationen, die in ständigem Individuenaustausch stehen.



Faustregel 2:
Populationen, die auch unter Annahme eines besonders günstigen Jahres aktuell über der MVP liegen, sind gesichert:
 $aktP * (1+1/SF) / 2 > MVP$



Faustregel 3.
Können Migranten von einer gesicherten Population aus eine andere in seltenen Fällen erreichen, so ist diese wiederbesiedelbar, also ebenfalls gesichert.

Abbildung 8

Faustregeln der Schnellprognose. Erklärung des Vorgehens im Text, Abkürzungen: aktP = aktuelle Populationsgröße, SF = Schwankungsfaktor, MVP = Mindestpopulationsgröße (Minimum Viable Population).

3. Isolation - ein Problem der fragmentierten Kulturlandschaft

Die Beurteilung der Überlebensfähigkeit einzelner, isolierter Populationen ist aber nur die eine Seite der Medaille. Nicht nur in der heutigen Kulturlandschaft findet man viele Biotoptypen und die darauf vorkommenden Arten nur in kleinen Habitatfragmenten im Untersuchungsgebiet verstreut (HARRISON 1991; HANSKI ET AL. 1995; APPELT & POETHKE 1997; GOTTSCHALK 1998). Einen Komplex kleiner Populationen, die durch Kolonisa-

tion miteinander verbunden werden, von denen aber auch alle von Zeit zu Zeit aussterben, nennt man *Metapopulation* im engeren Sinne (nach LEVINS (1969, 1970). Da jedoch häufig zwar ein Zusammenhang der Lokalpopulationen durch Dispersion gegeben ist, aber nicht alle Populationen mit großer Wahrscheinlichkeit aussterben, sind heute oft weiter gefasste Definitionen üblich (REICH & GRIMM 1996).

Für den Artenschutz bringen solche Metapopulationsstrukturen neue Probleme mit sich. Stellen wir uns Abbildung 7 zufolge drei Populationen vor,

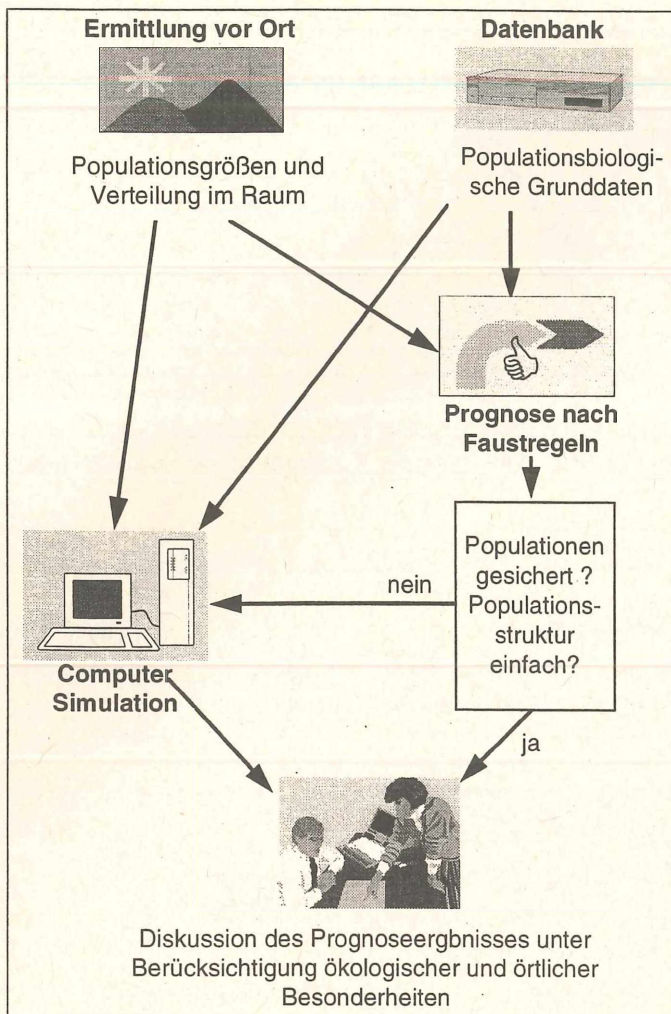


Abbildung 9

Ablaufschema der standardisierten Populationsprognose.

deren Größe jeweils knapp unterhalb der MVP liegt. Liegen alle Populationen nahe genug beieinander (a), wirken sie wie eine einzige panmiktische Population, so daß Ihre Populationsgrößen für den Vergleich mit der MVP addiert werden müssen und sie als gesichert beurteilt werden. Im anderen Extrem aber liegen die Populationen so weit voneinander entfernt (c), daß es keinem Individuum mehr gelingt, den Abstand zwischen zwei Populationen zu überwinden. Auf sich alleine gestellt, würden aber alle drei Populationen mit einer nicht zu vernachlässigenden Wahrscheinlichkeit aussterben, so daß die Gesamtpopulation als ungesichert gelten muß. Im Kontinuum der Populationsdistanzen zwischen diesen beiden Extrema gibt es einen Punkt, an dem die Dispersion gerade ausreicht, um die Extinktionsgefahr der Lokalpopulationen zu kompensieren (b). Auch dieser Punkt kann wie die MVP nur über Simulationsmodelle gefunden werden und ist neben der Größe der Lokalpopulationen auch von deren Anzahl und Anordnung zueinander sowie von der Dispersionsfähigkeit der Art abhängig (HANSKI 1994 a, b).

Die Untersuchung solcher Metapopulationen durch mathematische Modelle wird aus zwei Richtungen angegangen: Einerseits wird die nötige (und model-

lierte) Information soweit reduziert, daß die Modelle analytisch handhabbar werden (z.B. LEVINS 1970; HANSKI 1994 b), andererseits werden bereits bestehende oder neu erstellte Simulationsmodelle für Einzelpopulationen durch die Modellierung von Dispersion erweitert (im kommerziellen Bereich z.B. RAMAS/Metapop, vgl. AKCAKAYA & FERSON 1992).

Die Erweiterung des Simulationsmodells durch Dispersion wurde auch für das Simulationsmodell SISP realisiert und in die standardisierte Populationsprognose (HEIDENREICH & AMLER 1999) eingegliedert.

3.1 Ist eine Metapopulationsstruktur gegeben? Faustregeln für die Überprüfung

Wenn man bei einer Planungsmaßnahme nach Bestimmen einer oder mehrerer Zielarten feststellt, daß eine vorgefundene Art - in diesem Zusammenhang idealerweise eine Art, die für einen bestimmten Lebensraum typisch ist - hohe Ansprüche daran stellt und wenig dispersionsfähig ist (d.h. nach ZEHLIUS-ECKERT in diesem Band eine Indikatorart für diesen Habitattyp mit maximalen Ansprüchen im Gebiet in mehreren Populationen vorkommt), kann zunächst über die von AMLER ET

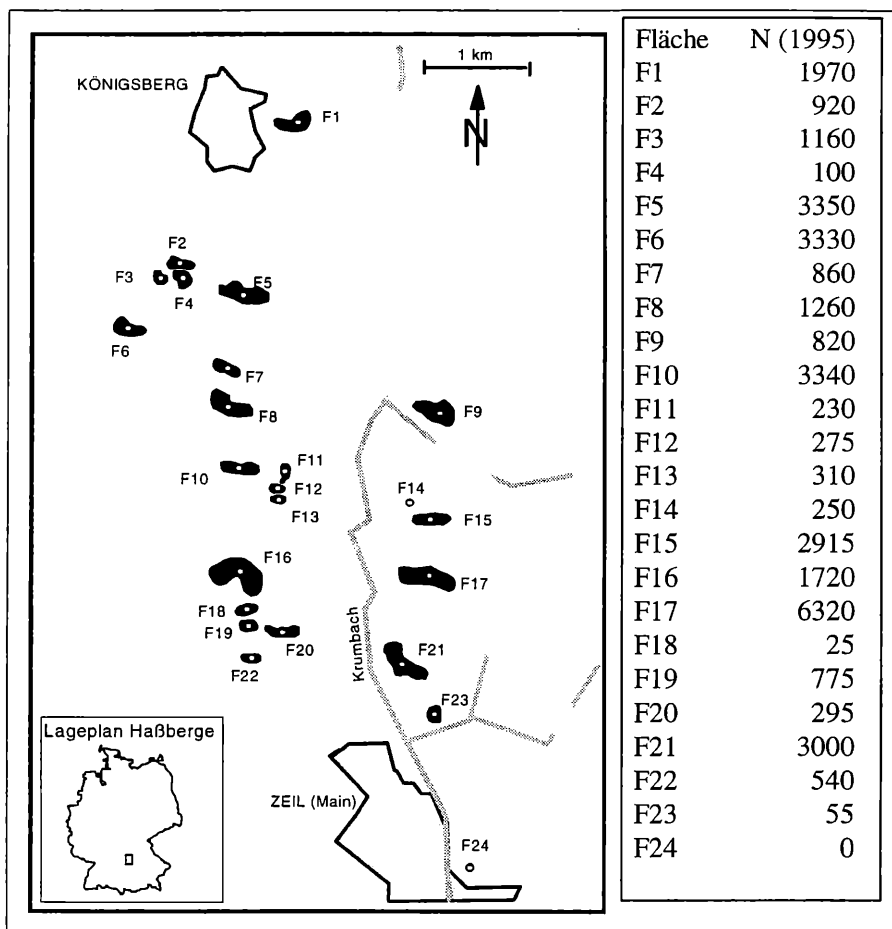


Abbildung 10

Untersuchungsgebiet Haßberge mit für das Jahr 1995 geschätzten Populationsgrößen für *P. albopunctata* auf den 24 als geeignetes Habitat eingeschätzten Flächen (JANSEN 1996).

AL. (1996) entwickelten einfachen Faustregeln geprüft werden, ob es sich um eine Metapopulationsstruktur nach dem oben geschilderten Muster (Levins-Typ) handelt. Diese Faustregeln sind in Abbildung 8 dargestellt.

Bei einer Mainland-Island-Struktur, die sich aus den Beobachtungen von MCARTHUR & WILSON (1967) herleitet, ist in jedem Fall eine größere Population vorhanden, von der aus alle kleineren Populationen wiedergegründet werden können. In einem solchen Fall reicht es aus, nachzuweisen, daß die große Mainland-Population gesichert ist.

Allerdings gibt es auch, wie im unten aufgeführten Beispiel zu sehen sein wird, Metapopulationen, die zwar ein "Mainland" besitzen, von dem aus aber nicht alle anderen Populationen besiedelt werden können. In diesem Fall müßte man davon ausgehen, daß die nicht vom Mainland aus erreichbaren Populationen dauerhaft aussterben. Wird dies als inakzeptabel betrachtet oder ist die Metapopulation nach den Faustregeln vom Levins-Typ, bleibt nur die Simulation der Gesamtpopulation, um eine Gefährdung feststellen zu können (Abb. 9).

Diese Faustregelüberprüfung soll exemplarisch an einem Beispiel nachvollzogen werden. Es handelt sich hier um ein Schutzkonzept für Trockenrasen in den

Haßbergen, für das *Platycleis albopunctata* als Zielart ausgewählt wurde (POETHKE ET AL. 1996; GOTTSCHALK 1996, 1997). Zunächst werden die Vorkommen der Zielart kartiert und ihre Populationsgröße geschätzt (Abb. 10).

Im ersten Schritt der Faustregelbeurteilung werden diejenigen Vorkommen zu einer Population zusammengefaßt (Abb. 11), die weniger als die mittlere Migrationsdistanz (200m für *P. albopunctata*, vgl. Tab. 2) auseinander liegen (z.B. F2, F3 und F4), und die nicht durch Barrieren wie z.B. Hecken (z.B. zwischen F16 und F18 sowie zwischen F19 und F20) voneinander getrennt sind.

Tabelle 2

Parameterwerte für die Faustregeln für *P. albopunctata*.

Mittlere Wanderdistanz (Faustregel 1)	200 m
Schwankungsfaktor (Faustregel 2)	10
MVP 25 Jahre (Faustregel 2)	1200 Ind.
MVP 100 Jahre (Faustregel 2)	3900 Ind.
Maximale Wanderdistanz (Faustregel 3)	650 m

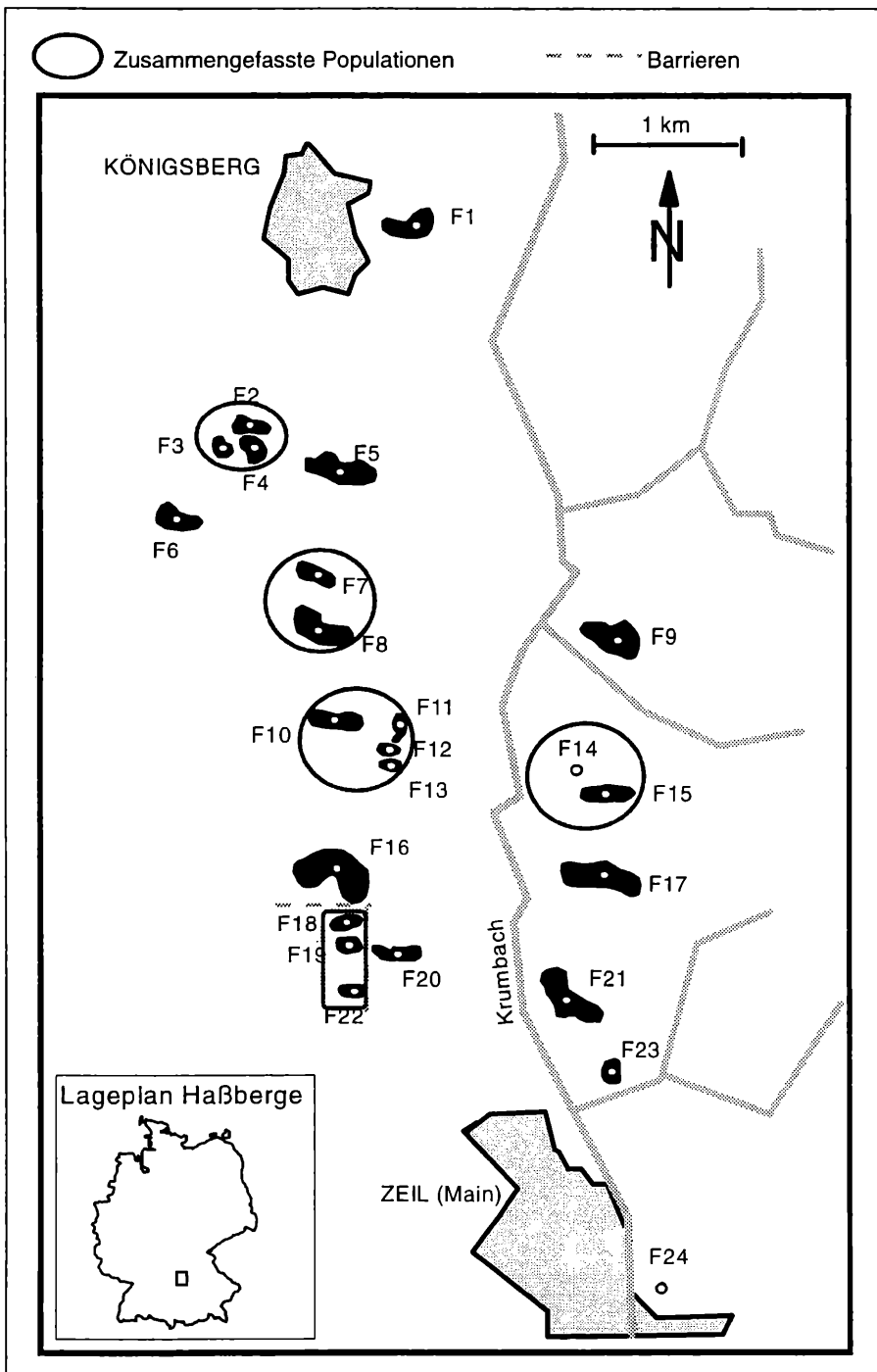


Abbildung 11

Zusammenfassung der einzelnen Habitate zu Lokalpopulationen. Der Populationskomplex F2-F4 hat eine Größe von 2.180 Individuen, F7 + F8: 2.120 Individuen; F10 - F13: 3.845, F14 + F15: 3.165 sowie F18, F19 + F22: 1.340 Individuen.

Die so zusammengefaßten Populationen werden im zweiten Schritt mit der MVP verglichen (Abb. 12). Dabei muß auch dem Umstand Rechnung getragen werden, daß in der Regel für eine Planung nur Populationsgrößenschätzungen aus einem Jahr vorliegen, die MVP aber einen Schätzwert für die mittlere Populationsgröße wiedergibt.

Daher wird der Schätzwert für die aktuelle Populationsgröße mit einem Schwankungsfaktor verrech-

net, der der maximalen jährlichen Schwankung der Populationsgröße entspricht. Dabei wird zur Sicherheit angenommen, daß die Population sich in einem besonders guten Jahr befindet und im Mittel deutlich kleiner ist als im Untersuchungsjahr. Werden Populationen in diesem Vergleich als gesichert beurteilt (z.B. F17 bei einem Planungshorizont von 25 Jahren), muß man sie als Mainland betrachten, von dem aus mit Sicherheit Wiederbesiedlungen ausge-

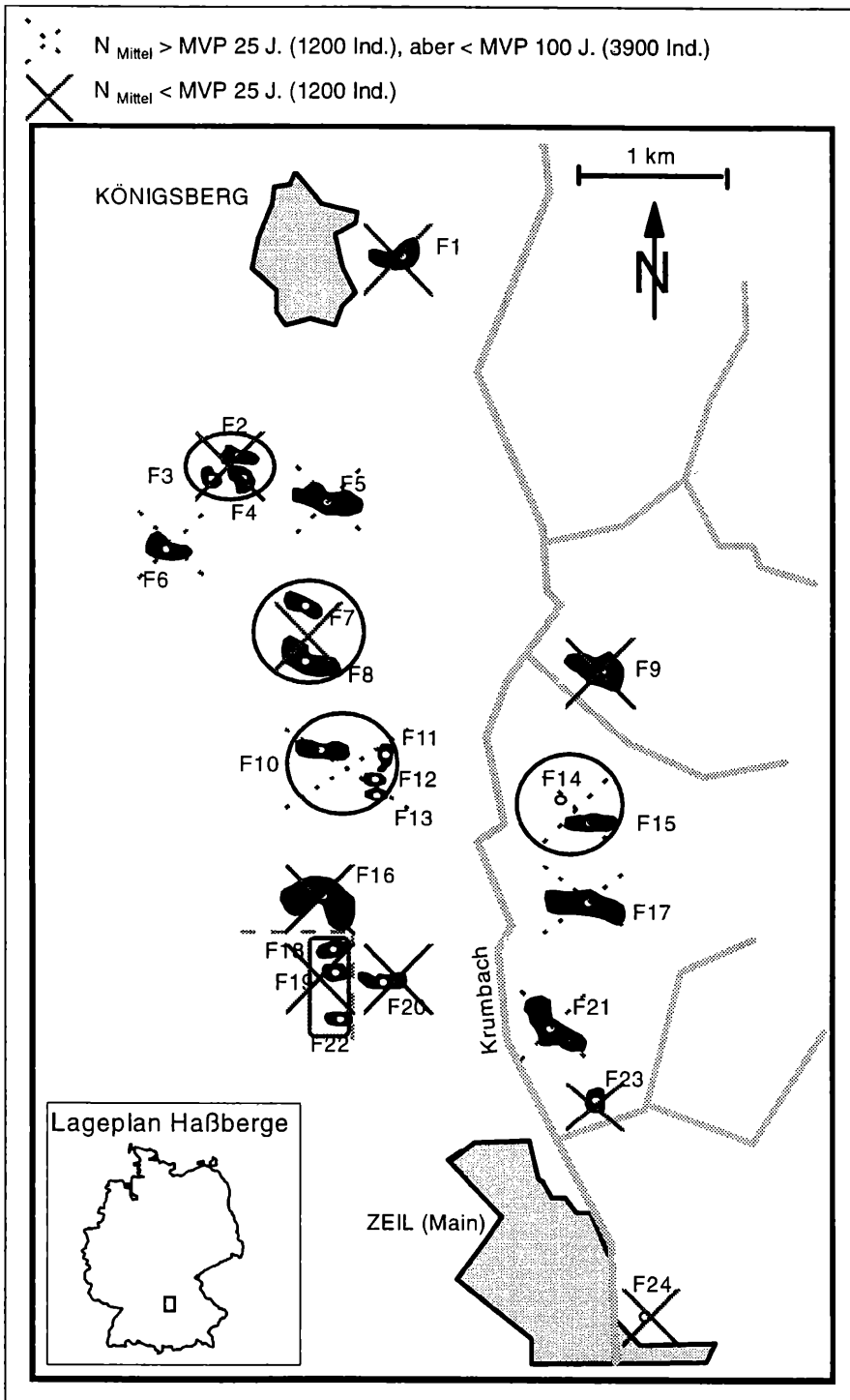


Abbildung 12

Vergleich der Minimum Viable Population (MVP) mit den für 1995 geschätzten und mit dem Schwankungsfaktor verrechneten Populationsgrößen N_{mittel} . Nach 100 Jahren ist das Aussterben aller Populationen zu erwarten, nach 25 Jahren überleben noch 6.

storbener Populationen in der Nähe möglich sind. Zwei solche Berechnungen sollen hier exemplarisch durchgeführt werden, um die Beurteilungen in Abbildung 12 verständlich zu machen:

Die Fläche F17 beherbergt mit 6.370 Individuen 1995 bei weitem die größte Population. Unter der Annahme, daß die Population sich in einem besonders guten Jahr befindet und maximal um den Faktor

10 schwankt, wird die angenommene mittlere Populationsgröße berechnet als

$$6.370 \cdot (1+1/10) / 2 = 3.504 \text{ Individuen.}$$

Dieser Wert ist deutlich größer als die MVP für 25 Jahre (1.200 Individuen), aber kleiner als diejenige für 100 Jahre (3.900 Tiere). Daher wird die Population F 17 über 25 Jahre als gesichert betrachtet, mit 100

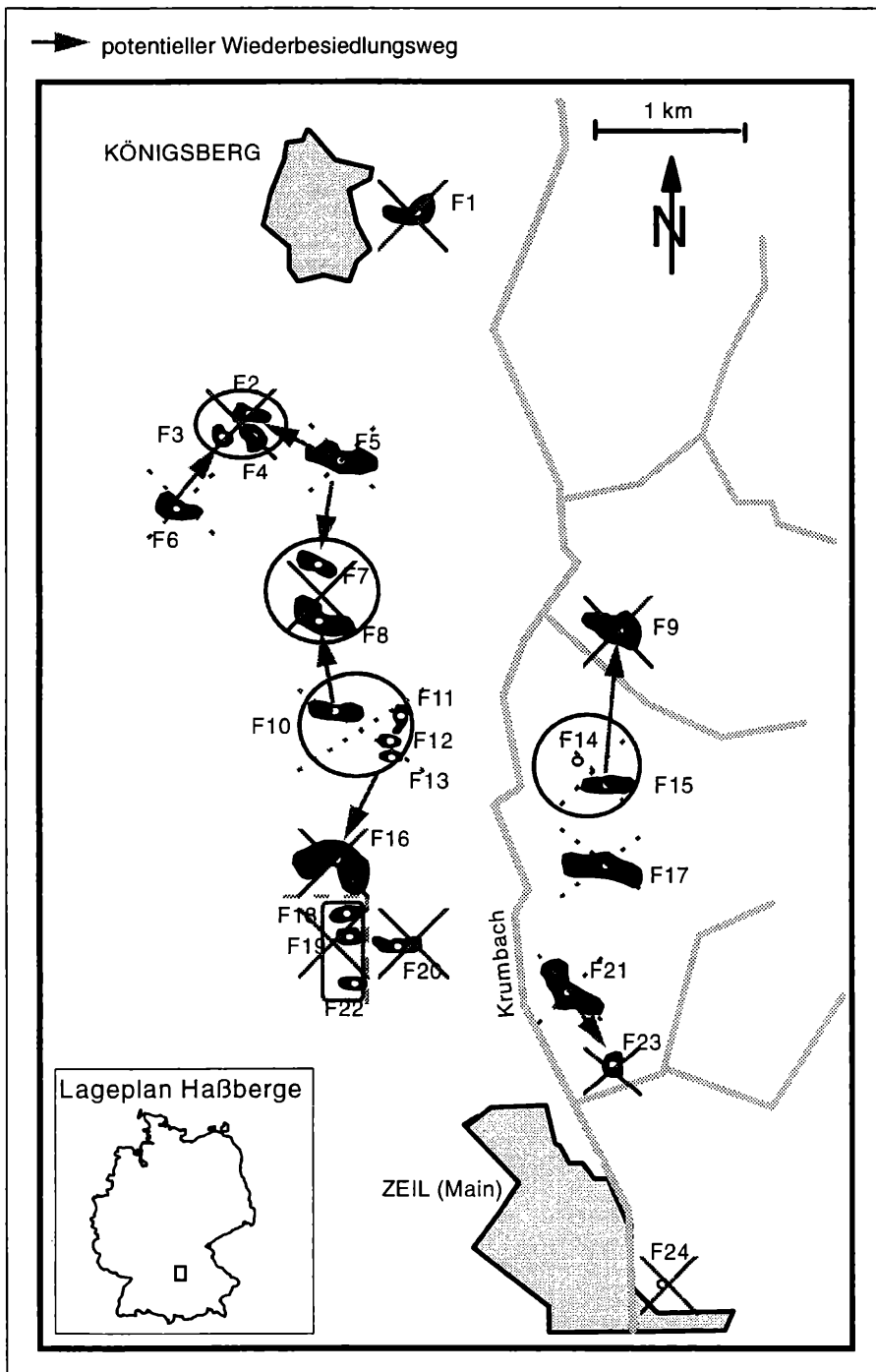


Abbildung 13

Betrachtung der Wiederbesiedlungsmöglichkeit von den als gesichert geltenden Flächen aus im maximalen Wanderungsradius.

Jahren Prognosehorizont wäre sie aber ungesichert. Für eine mittelgroße Population wie z.B. den Komplex F18, F19 und F22 mit insgesamt 1340 Individuen errechnet sich eine angenommene mittlere Populationsgröße von

$$1.340 \cdot (1+1/10) / 2 = 737 \text{ Individuen.}$$

Damit ist diese Population deutlich kleiner als beide MVP-Werte, wird also bei beiden Planungshorizonten als gefährdet betrachtet.

Im vorliegenden Beispiel (Abb. 12) werden 6 der 15 betrachteten Populationen als gesichert über 25 Jahre beurteilt; über 100 Jahre kann keine Population als gesichert angenommen werden.

Die Möglichkeit zur Wiederbesiedlung wird mit der dritten Faustregel (Abb. 13) geprüft. Dabei wird nur direkte Besiedlung berücksichtigt, d.h. die Dispersions von Individuen aus dem Mainland innerhalb der maximalen Dispersionsdistanz. So können von Fläche F5 aus die Flächen F4 und F7 wiederbesiedelt

Tabelle 3

Parameter für die Simulation von *P. albopunctata*

Parameter	Wert	Quelle
β	1,68	Gottschalk 1993, Datenreihe vom Kaiserstuhl
λ	2,67	Gottschalk 1993, Datenreihe vom Kaiserstuhl
σ^2	0,8	Gottschalk 1993, Datenreihe vom Kaiserstuhl
pmig	0,15	Poethke et al. 1996
halbdist	0,8	Poethke et al. 1996
diameter	0,3	Poethke et al. 1996

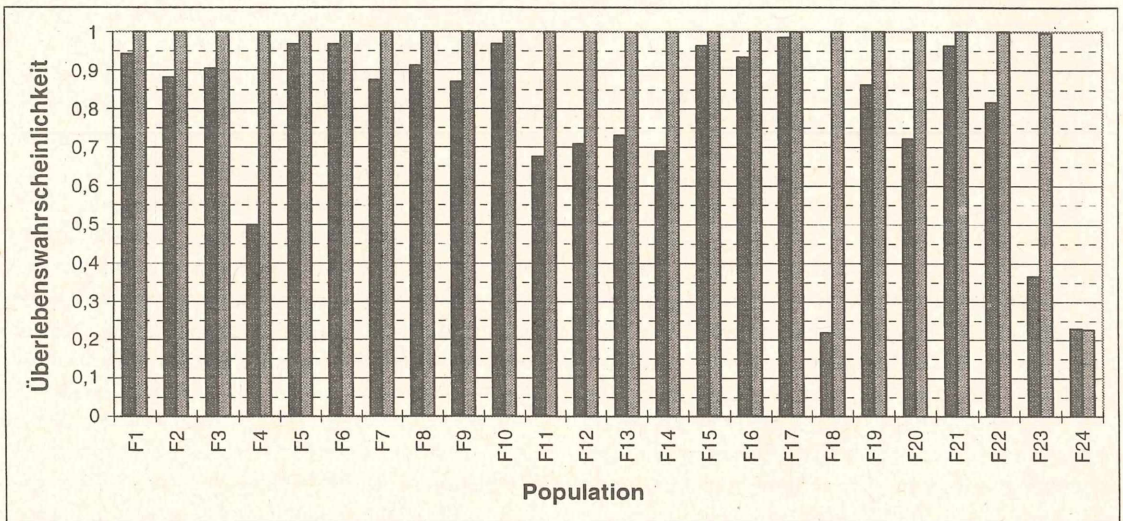


Abbildung 14

Inzidenzen nach 25 Jahren der Lokalpopulationen in der Metapopulation (helle Balken) im Vergleich mit gleich großen isolierten Populationen (dunkle Balken). Simulationsergebnisse mit den in Tabelle 3 aufgeführten Parameterwerten, 500 Replikate. Als Habitatkapazitäten und Startpopulationsgrößen wurden die aus den aktuellen Populationsgrößen mit Hilfe von Faustregel 2 errechneten mittleren Populationsgrößen eingesetzt.

werden. Insgesamt können so 11 Populationen im Rahmen von Mainland-Island-Strukturen als gesichert betrachtet werden. Sie teilen sich in einen großen, 6 Populationen umfassenden Komplex westlich des Krumbachtals und eine aus fünf Populationen bestehende Metapopulation östlich des Tals. Auch wenn man den durch populationsgenetische Untersuchungen (SCHMELLER 1995) nachgewiesenen recht hohen Genfluß durch das Krumbachtal als Beleg für den Individuenaustausch zwischen den Populationen F15 und F17 sowie F10-F13, F16 und F20 nimmt, bleibt die Überlebensprognose für einen großen Teil der Metapopulation unbefriedigend. Andererseits ist schon bei einer geringen Dispersion durch die Barrieren zwischen F16 und F18 sowie zwischen F18 / F19 und F20 die Integration dieser Populationen in die größere Metapopulation zu erwarten. Auch die am Rand gelegenen Flächen F1 und F23 könnten durch gelegentliche Weitwanderer wiederbesiedelt oder sogar erhalten werden.

Unter diesen Umständen sollte die Gefährdungssituation durch eine Simulation der gesamten Metapopulation geklärt werden, zumal für ein Schutzkonzept über die Zielart *P. albopunctata* die vorhandenen Halbtrockenrasen nicht nur auf einen Kernbereich reduziert werden sollten.

3.2 Folgeuntersuchung durch Simulation

Die Simulation der Metapopulation wird gleich gehandhabt und vom gleichen Programm durchgeführt wie die Simulation isolierter Einzelpopulationen. Einzige Veränderung ist die Verknüpfung des Adultstadiums mit einer Dispersionsphase, die aus allen Populationen mit konstanter Wahrscheinlichkeit Individuen gleichverteilt in alle Richtungen emigrieren läßt und den jeweils anderen Populationen zuordnet. Dabei ist die Ankunfts-wahrscheinlichkeit in einem bestimmten Patch negativ-exponentiell mit der Entfernung zwischen beiden Patches korreliert (HANSKI 1994; POETHKE ET AL.

1996), wird aber u.U. modifiziert, um Barrieren oder Korridore zu berücksichtigen.

Bei der Migration ergibt sich zusätzliche Mortalität dadurch, daß nicht alle Individuen einen Patch erreichen, sondern z.B. die von Population F1 aus nach Norden wandernden Individuen umkommen, da sie kein geeignetes Habitat finden. Die Werte für die Modellparameter wurden in diesem Fall abgeleitet aus den Genflußdaten einer populationsgenetischen Untersuchung an *P. albopunctata* im gleichen Gebiet im gleichen Untersuchungsjahr (SCHMELLER 1995).

Die Simulation ergibt hier, wie schon POETHKE ET AL. (1996) zeigen konnten, eine sehr hohe Überlebenswahrscheinlichkeit für die Gesamtpopulation (vgl. auch Abb. 14). Im Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten für die Einzelflächen sowohl in der Metapopulation wie auch in isolierter Lage zeigt sich deutlich, daß vor allem die kleinen, zentral gelegenen Populationen gewinnen.

4. Diskussion

Die Ergebnisse aus dem oben dargestellten Beispiel zur Simulation einer Metapopulation zeigen deutlich, daß eine Gefährdungsbeurteilung alleine aufgrund der Größe der Einzelpopulationen nicht aussagekräftig ist. Eine solche Situation ist aber nicht in jedem Fall gegeben (vgl. z.B. die hypothetischen Situationen in Abb. 7a und 7c). Daher ist vor dem aufwendigen Einsatz eines Simulationstools eine einfache Abfrage über Faustregeln angebracht, die die Notwendigkeit überprüft, eine Simulation einzusetzen. Diese beiden Komponenten zusammen bilden die standardisierte Populationsprognose, wobei beide im Gegensatz zu anderen kommerziell oder auf wissenschaftlicher Basis erhältlichen Programmen (AKCAKAYA & FERSON 1992; LINDENMAYER ET AL. 1995) möglichst einfach gehalten werden. Die Reduktion des Parameterraums auf drei Dimensionen erlaubt zwar nur die Wiedergabe eines spezifischen Lebenszyklustyps, hat aber den Vorteil, daß die Parameter recht genau geschätzt werden können. Bei einem Modell mit vielen Parametern dagegen summieren sich die Schätzfehler der Parameterschätzung auf, so daß kaum noch eine zuverlässige Aussage über den Vertrauensbereich gewonnen werden kann (POETHKE 1999). Die Parameter für die Simulationsanwendung stehen dabei inklusive Quellenangabe in einer Datenbank zur Verfügung (<http://perdix.biologie.uni-mainz.de/SISP>), so daß auch die zeitraubende Literatursuche bei der Anwendung entfällt.

Die hier vorgestellten Ergebnisse sind in jedem Fall ermutigend. Auch wenn die für *M. galathea* geschätzte MVP mit knapp 5.000 Tieren für 25 Jahre unerwartet hoch liegt, wird die Prognose für *P. albopunctata* mit 1.200 Individuen auch von einem detaillierteren Simulationsmodell gestützt (GRIEBELER, mdl. Mitteilung), welches die Populations-

entwicklung über die Temperatursummenverteilung und reale Wetterdaten bestimmt. Eine echte Validierung ist jedoch nur mit Langzeituntersuchungen möglich.

5. Schlußfolgerung und Ausblick

Das hier dargestellte Verfahren der Standardisierten Populationsprognose ist ein neuer Ansatz, einen Kompromiß zwischen einer detaillierten, aber zu teuren Populationsgefährdungsanalyse und der Beurteilung durch Artenlisten oder reine Populationsgrößen-schätzungen zu finden. Schon der Schritt von der Artenliste hin zur Populationsgrößen-schätzung wird in wenigen Untersuchungen gemacht, geschweige denn bezahlt. Wird die Standardisierte Populationsprognose allerdings als Beurteilungsverfahren allgemein anerkannt, ist auch der Auftraggeber daran gebunden, eine Populationsgrößen-schätzung als Basisdatenerhebung zu unterstützen, wobei die Genauigkeit verschiedener Verfahren und die notwendige Genauigkeit für die Beurteilung gegeneinander abgewogen werden müssen.

Ein Problem für die Simulation, aber auch die MVP-Bestimmung ergibt sich aus den in Abschnitt 2.1 angesprochenen Unterschieden im Einfluß der Umwelt. Für Großbritannien wurde bereits nachgewiesen, daß bei vielen Tagfalterarten nördlichere Populationen höhere Schwankungsbreiten in der Jahrespopulationsgröße haben als südlicher gelegene (THOMAS ET AL. 1994). Solche Unterschiede ergeben sich natürlich erst recht im Vergleich zu Populationen in Deutschland, wie man am Beispiel *M. galathea* sehen kann. Auch in kleinräumigen Bereichen kann es jedoch zu solchen Unterschieden kommen. GOTTSCHALK (unveröff. Erg.) führte die Populationsgrößenuntersuchungen auf zwei Untersuchungsflächen für *P. albopunctata* (Fläche F6 und eine Vergleichsfläche bei Hammelburg an der Fränkischen Saale) über bislang 5 Jahre weiter und fand bei Hammelburg eine deutlich stabilere Populationsdynamik als auf der Untersuchungsfläche Prappach (F6). Bisher ist jedoch ungeklärt, ob diese Unterschiede in unterschiedlichen Habitatqualitäten und damit anderem dynamischen Verhalten begründet oder reine Zufallsprodukte sind. Nachgewiesen ist jedoch, daß suboptimale Habitate die Populationsdynamik und die Gefährdung von *P. albopunctata* deutlich beeinflussen können (GRIEBELER mdl. Mitteilung).

Dieser Unsicherheit läßt sich im Moment nur dadurch begegnen, daß man das Modell mit Daten parametrisiert, die möglichst in der Nähe der zu untersuchenden Population gewonnen wurden, und die im Vergleich zu anderen Parametersätzen eher hohe Werte annehmen. Dadurch wird ein "Worst Case" simuliert, der einem zusätzlichen Sicherheitsfaktor gleichkommt.

Für das Migrationsmodell sind ebenfalls noch Fragen offen. So ist von vielen Heuschrecken bekannt, daß sie nur in Ausnahmefällen geflügelte Formen ausbilden und ansonsten flügellos sind (INGRISCH

& KÖHLER 1998, 275 ff.). Ein so modelliertes dichteabhängiges Migrationsverhalten hat aber starke Auswirkungen auf die Gefährdung der Population (GRIEBELER 1998), da dichteabhängige Emigration in der Regel die Population stabilisiert. Hier zeigt sich, daß die Annahme einer konstanten Migrationsrate der für die Population ungünstigste Fall ist, d.h. die Gefährdung unter dieser Annahme eher über- als unterschätzt wird, was einem zusätzlichen Sicherheitsfaktor gleichkommt.

Dank

Teile der dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen eines durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) geförderten Projektes erzielt (Förderkennzeichen 0339518); die Simulationsstudien wurden gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Literatur

AKCAKAYA, H.R. & S. FERSON (1992): RAMAS/Space: Spatially structured Population models for Conservation Biology, Version 1.3.- Applied Biomathematics, New York.

AMLER, K.; F. LOHRBERG. & G. KAULE (1996): Implementation of the FIFB results in environmental planning.- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 363-372.

APPELT, M. & H.J. POETHKE (1997): Metapopulation dynamics in a regional population of the blue-winged grasshopper (*Oedipoda caerulescens*; Linnaeus 1758).- J. Insect Conservation 1: 205-214.

BELLOWS, T. S. JR. (1981): The descriptive properties of some models for density dependence.- J. Anim. Ecol. 50: 139-156.

BOYCE, M.S. (1992): Population viability Analysis.- Annual Review of Ecology and Systematics 23: 481-506.

CYR, H. (1997): Does inter-annual variability in population density increase with time?.- Oikos 79: 549-558.

FOLEY, P. (1997): Extinction models for local populations.- In: HANSKI, I.; & M. GILPIN: Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution. Academic Press, San Diego.

GOTTSCHALK, E. (1996): Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (GOETZE, 1778) (Ensifera: Tettigonidae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 324-328.

— (1997): Habitatbindung und Populationsökologie der westlichen Beissschrecke (*Platycleis albopunctata*, GOETZE 1778) (Orthoptera: Tettigonidae). Eine Grundlage für den Schutz der Art.- Dissertation. Julius-Maximilian-Universität Würzburg: 91 S.

GRIEBELER, E. M. (1998): Aspekte der Modellierung des Extinktionsrisikos von Metapopulationen.- Dissertation. Johannes-Gutenberg-Universität Mainz

HANSKI, I. (1994 a): Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes- TREE 9(4): 131-135.

— (1994 b): A practical model of metapopulation dynamics.- J. Anim. Ecol. 63: 151-162.

HANSKI, I.; T. PAKKALA; M. KUUSSAARI & G. LEI (1995): Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape.- Oikos 72: 21-28.

HARRISON, S. (1991): Local Extinction in a Metapopulation Context: an Empirical Evaluation.- Biol. J. Linnean Soc. 42: 73-88.

HASSELL, M.P.; J.H. LAWTON & R.M. MAY (1976): Patterns of dynamical behaviour in single-species populations.- J. Anim. Ecol. 45: 471-486.

HEIDENREICH, A. & K. AMLER (1999): Ein vereinfachtes Prognoseverfahren für die Naturschutzpraxis - Die Standardisierte Populationsprognose (SPP).- In: Sonderhefte der Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie, i. Druck.

HEIDENREICH, A.; H.-J. POEHTKE & A. SEITZ (1997): Ableitung der minimalen langfristig überlebensfähigen Populationsgrößen (MVP) von Insekten aus längerfristigen Abundanzbeobachtungen.- Verhandlungen der DZG 90/1: 237.

INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas.- Die neue Brehm-Bücherei Bd. 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg: 460 S.

JANSEN, S. (1996): Praxistest zur "Biologischen Schnellprognose der Populationsgefährdung" (BSP) am Beispiel der Arten *Platycleis albopunctata* und *Melitaea didyma*.- Unveröff. Gutachten der GFN - Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH, im Auftr. der Universität Stuttgart: 22 S.

LEVINS, R.A. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control.- Bulletin of the Entomological Society of America, 15: 237-240.

— (1970): Extinction.- In: GERSTENHABER, M. (Ed.): Some Mathematical Questions in Biology. Lectures on Mathematics in the Life Sciences, 2, American Mathematical Society, Providence, RI: 75-107.

- LINDENMAYER, D.B.; M.A. BURGMAN; H.R. AK-
CAKAYA; R.C. LACY & H.P. POSSINGHAM (1995):
A Review of the generic computer programs ALEX,
RAMAS/Space, and VORTEX for modelling the viability
of wildlife metapopulations.- *Ecol. modelling* 82: 161-
174.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967):
The Theory of Island Biogeography.- Princeton Univer-
sity Press, Princeton,
- MAYNARD SMITH J. & M. SLATKIN (1973):
The stability of predator-prey systems.- *Ecology* 54: 384-
391.
- NUNNEY, L. & K.A. CAMPBELL (1993):
Assessing minimum viable population size: demography
meets population genetics.- *TREE* 8: 234-239.
- NUNNEY, L. & D.R. ELAM (1992):
Estimating the effective Population Size of Conserved
Populations.- *Cons Biol* 8 (1): 175-184.
- POETHKE, H.-J. (1999):
Simulationsgestützte Populationsgefährdungsanalysen:
vom Kunstwerk zum Standardwerkzeug.- Sonderhefte
der Publikationen der Norddeutschen Naturschutzakade-
mie (NNA), i. Druck.
- POETHKE, H.-J.; E. GOTTSCHALK & A. SEITZ
(1996):
Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten
Population der westlichen Beißschrecke (*Platycleis albo-
punctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopula-
tionskonzeptes im Artenschutz.- *Zeitschrift f. Ökologie
u. Naturschutz* 5: 229-242.
- POLLARD, E. & T.J. YATES (1993):
Monitoring butterflies for ecology and conservation. The
british butterfly monitoring scheme.- Chapman & Hall,
London.
- REICH, M. & V. GRIMM (1996):
Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Natur-
schutz: Eine kritische Bestandsaufnahme.- *Zeitschrift f.
Ökologie u. Naturschutz* 5 (3-4): 123-139.
- REICHHOLF, J. (1986):
Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen.- *Ber.
ANL* 10: 159-169.
- SAMIETZ, J.; U. BERGER & G. KÖHLER (1996):
A population vulnerability analysis of the stripe-winged
grasshopper, *Stenobothrus lineatus* (Caelifera: Acridi-
dae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD
& K. HENLE: Species survival in fragmented landscapes.
Kluwer, Dordrecht: 299-311.
- SCHMELLER, D. (1995):
Genetische Untersuchung der Populationsstruktur der
Heuschreckenart *Platycleis albopunctata* (GOEZE 1778)
unter Berücksichtigung verschiedener Umweltparamete-
ter.- Diplomarbeit, Johannes-Gutenberg-Universität
Mainz: 119 S.
- SHAFFER, M.L. (1981):
Minimum population sizes for species conservation.-
Bioscience 31: 131-134.
- (1987):
Minimum viable populations: coping with uncertainty.-
In: SOULÉ, M.E. (Hrsg): Viable populations for conser-
vation, Cambridge University Press: 69-86.
- THOMAS, J.A.; D. MOSS & E. POLLARD (1994):
Increased fluctuations of butterfly populations towards
the northern edges of species' ranges.- *Ecography* 17:
215-220.
- VOGEL, K. & J. JOHANNESSEN (1996):
Research on population viability of *Melitaea didyma*
(Lepidoptera, Nymphalidae).- In: SETTELE, J.; C.
MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.):
Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dor-
drecht: 262-267.
- VUCETICH, J.A.; T.A. WAITE & L. NUNNEY (1997):
Fluctuating population size and the ratio of effective to
census population size.- *Evolution* 51(6): 2017-2021.
- WAGNER, G. & U. BERGER (1996):
A population vulnerability analysis of the red-winged
grasshopper, *Oedipoda germanica* (Caelifera: Acridi-
dae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD
& K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented
landscapes, Kluwer, Dordrecht: 312-319.
- WALLASCHEK, M. (1995):
Untersuchungen zur Zoozöologie und Zönotopbindung
von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum "Östliches
Harzvorland".- *ARTICULATA - Beiheft* 5: 1-153.
- (1996):
Tiergeographische und zoozöologische Untersuchun-
gen an Heuschrecken (Saltatoria) in der Halleschen Kup-
penlandschaft.- *ARTICULATA - Beiheft* 6: 1 - 191.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Biol. Andreas Heidenreich
Johannes-Gutenberg-Universität Mainz
Institut für Zoologie, Abt. Ökologie
D-55099 Mainz
e-mail: andreas@hydra.biologie.uni-mainz.de

Dipl.-Biol. Karin Amler
Universität Stuttgart
Institut für Landschaftsplanung und Ökologie
Keplerstraße 11
D-70174 Stuttgart
e-mail: ka@ilpoe.uni-stuttgart.de

Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten

- Zwei Fallbeispiele aus der Naturschutzpraxis

Burkhard VOGEL & Gerhard ROTHHAUPT

1. Einleitung

Der Nachweis einer Art in einem bestimmten Gebiet allein sagt nichts über die Wahrscheinlichkeit, diese Art hier auch in Zukunft noch anzutreffen. Deshalb finden seit den Untersuchungen zur Populationsdynamik des Grizzly-Bärs im Yellowstone-Gebiet, USA (SHAFFER 1983), Prognosen zur Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen im wissenschaftlichen Naturschutz immer stärkere Berücksichtigung. Nach dem von SHAFFER (1987) formulierten Konzept der "Minimal großen überlebensfähigen Populationen (MVP)" läßt sich die Populationsentwicklung für eine Art prognostizieren, wenn man die Risikofaktoren kennt, welche zum Aussterben der Art führen können. Ursprünglich wurde dieses Konzept für Arten des Endangered-Species-Act in den USA entwickelt. Für Arten dieser Gesetzesliste wurden Populationsgefährdungsanalysen (PVA) durchgeführt, um ihre Überlebenschancen in Amerika abzuschätzen und gegebenenfalls Maßnahmen zu ihrem Schutz einzuleiten (BOYCE 1992). Inzwischen finden PVAs jedoch weltweit breite Anwendung bei verschiedensten Tiergruppen und auch bei Pflanzen (z.B. KOKKO ET AL. 1997; RATNER ET AL. 1997; ARMBRUSTER & LANDE 1993; MENGES 1990).

Im Zielartenkonzept wurde die Grundidee überlebensfähiger Populationen übernommen, jedoch an die Verhältnisse im deutschen und europäischen Naturschutz angepaßt (MÜHLENBERG ET AL. 1991). In Deutschland gibt es, abgesehen von den prioritären Arten der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie, keine gesetzlich festgelegte Liste von Arten, die vor dem Aussterben zu bewahren sind. Daher werden im Zielartenkonzept die Arten nach einem vorgegebenen Kriterien-Katalog ausgewählt. Dabei steht nicht der Schutz der Art um ihrer Selbst willen im Vordergrund, sondern die Durchsetzung von Maßnahmen zur Sicherung ihrer Lebensräume.

Zielarten sind also "Arten, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzzielen dienen. Die von ihnen bewohnten Lebensräume sollen so gesichert und entwickelt werden, daß die Zielarten darin eine langfristige Überlebenschance unter möglichst natürlichen Bedingungen erhalten" (VOGEL ET AL. 1996).

Auch im Zielartenkonzept kann die Abschätzung der Überlebenschancen einer Population im Rahmen einer Populationsgefährdungsanalyse (PVA)

erfolgen. Für die Anwendung im Naturschutz sind PVA's allerdings oft zu aufwendig und auch zu langwierig, gerade wenn es um ad-hoc-Entscheidungen z.B. in der Eingriffsplanung geht. Vielfach kann hier jedoch eine erste Prognose zu den Überlebensaussichten der ausgewählten Arten erfolgen, ohne daß eine aufwendige PVA durchgeführt werden muß. Die Idee zu dieser "Schnellprognose" wurde erstmals von HOVESTADT ET AL. (1991) formuliert (vgl. auch RUGGIERO ET AL. 1994). Die Schnellprognose (SchneP oder Biologische Schnellprognose BSP) ist ein Instrument, welches Aussagen zu den Zukunftsaussichten einer Zielart auf Basis vorhandener Informationen in Verbindung mit wenigen freilandökologischen Erhebungen innerhalb einer Vegetationsperiode ermöglicht. AMLER ET AL. (1996) und VOGEL ET AL. (1996) haben jeweils eine formalisierte Vorgehensweise für die Durchführung einer SchneP entwickelt. Im Folgenden präsentieren wir zwei Fallbeispiele zur SchneP. Anhand dieser Beispiele wollen wir die Möglichkeiten und Grenzen dieses Instrumentes diskutieren. Die Darstellung ist dabei gegenüber den zugrunde liegenden Gutachten stark verkürzt.

2. Fallbeispiel 1:

Schnellprognose für den Laubfrosch (*Hyla arborea*) im Landkreis Forchheim, Bayern

2.1 Ausgangslage

Im Auftrag der Kreisgeschäftsstelle des Bund für Umwelt und Naturschutz (BN) wurde im Jahre 1991 im Landkreis Forchheim (Oberfranken, Bayern) von Bernd-Ullrich RUDOLPH eine flächendeckende Kartierung für alle Amphibienarten des Landkreises durchgeführt. Im Rahmen der Kartierung wurden alle potentiellen Laichgewässer im Landkreis während der Paarungszeit der Tiere begangen und die Anzahl rufender Männchen geschätzt. Insgesamt ergab die Kartierung einen Bestand von ca. 1.400 rufenden Laubfroschmännchen an ca. 90 Teichen. Die Vorkommen beschränken sich weitgehend auf den westlichen Teil des Landkreises. Die nach Osten ansteigende Frankenalb ist nicht besiedelt (Abb. 1). Hier konnten auch in früheren Kartierungen keine Laubfroschvorkommen nachgewiesen werden (REICHEL 1987).

Auf Grundlage dieser Kartierung wurde 1992 von einem der Verfasser (B. VOGEL) eine Schnellpro-



Abbildung 1

Verteilung von Laubfroschkolonien (schwarze Kreise) im Landkreis Forchheim (nach einer Kartierung von 1991). Innerhalb des Verkehrstrassenkorridors verlaufen der Main-Donau-Kanal, die Bundesautobahn A 73 und die Bundesbahnstrecke Bamberg-Erlangen.

gnose für den Laubfrosch (*Hyla arborea*) durchgeführt (SCHMID 1992). Mit dieser Prognose wurden zwei wesentliche Ziele verfolgt:

- Abschätzung der Überlebenschancen des Laubfrosches im Landkreis Forchheim
- Erarbeitung einer Grundlage, um Eingriffe in Natur und Landschaft im Landkreis aus naturschutzfachlicher Sicht hinsichtlich ihrer Konsequenzen besser beurteilen zu können

Für die Prognose der Populationsentwicklung wurden folgende Angaben zum Laubfrosch zugrunde gelegt:

- Während der Paarungszeit vagabundiert ein Teil der Rufergemeinschaft in einem Aktionsradius von 300m zwischen unterschiedlichen Gewässern umher (TESTER 1990). Vorkommen innerhalb dieses Radius werden daher zu gemeinsamen Kolonien zusammengefaßt.

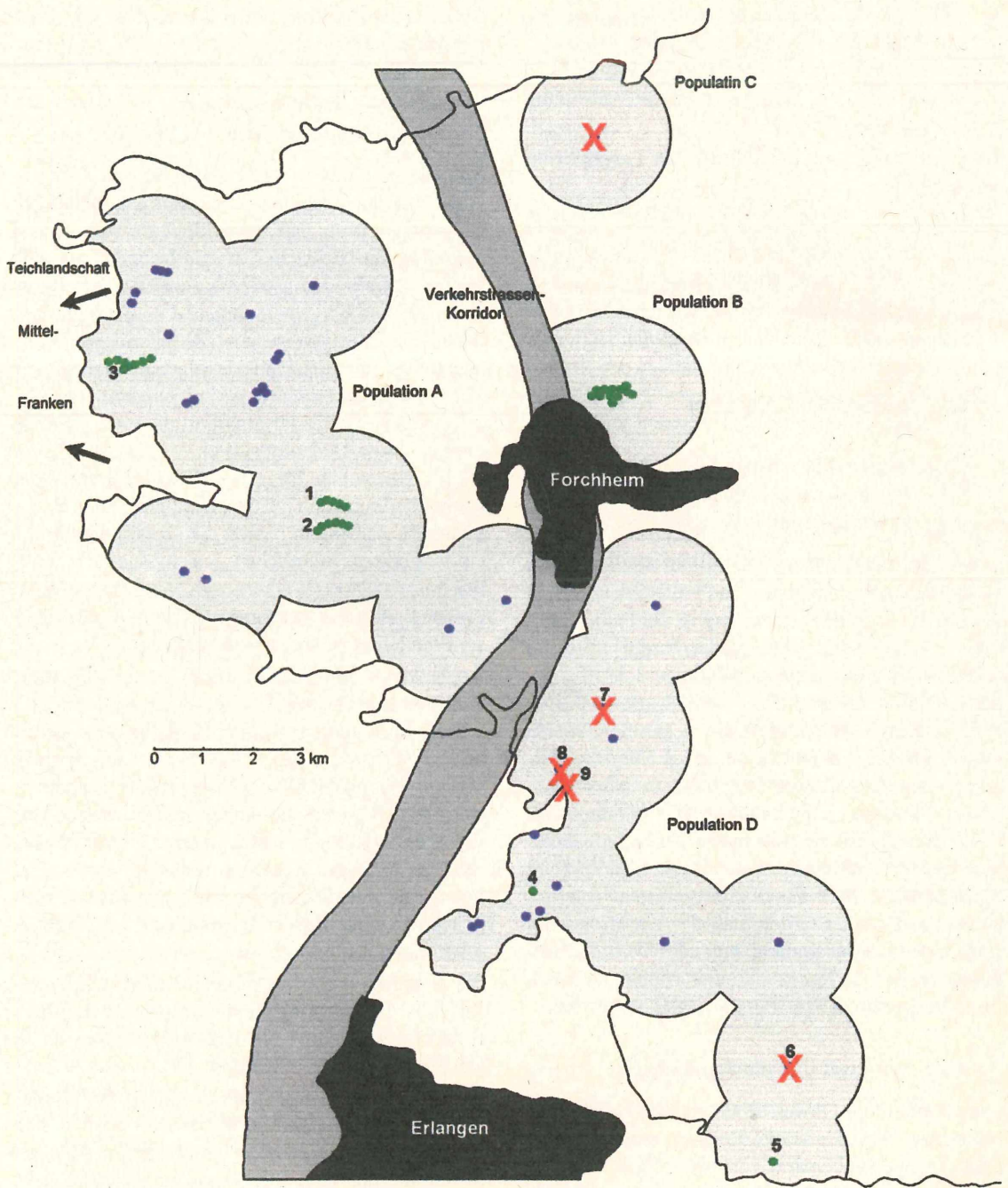


Abbildung 2

Räumliche Populationsstruktur der Laubfroschkolonien im Landkreis Forchheim: grüne Kreise: mehr als 100 rufende Männchen in der Rufergemeinschaft; blaue Kreise: weniger als 100 rufende Männchen in der Rufergemeinschaft; graue Kreisflächen: Ausbreitungsräume der Rufkolonien; rote Kreuze: kurzfristig vom Aussterben bedrohte Kolonien.

mehr als 100 nachgewiesenen, rufenden Männchen langfristig überlebensfähig sind, vorausgesetzt deterministische Gefährdungsfaktoren wie z.B. Habitatzerstörung oder direkte Verfolgung spielen keine Rolle.

Drei Fragen standen im Rahmen der Prognose im Vordergrund:

Wie ist die Struktur des kartierten Bestandes und welche Populationen sind voneinander isoliert?

Wie groß sind die Populationen?

Welche Gefährdungen bestehen für die Populationen?

2.2 Analyse der Population

2.2.1 Wie ist die Struktur des kartierten Bestandes und welche Populationen sind voneinander isoliert?

Die räumliche Populationsstruktur des kartierten Bestandes wurde analysiert und grafisch dargestellt (vgl. Abb. 2). In der Darstellung ist der halbe maximale Aktionsradius wandernder Jungfrösche um jede Kolonie durch eine kreisförmige Schraffur gekennzeichnet. Überall dort, wo sich die so dargestellten Ausbreitungsräume überschneiden, stehen die betreffenden Kolonien potentiell über Jungfrösche im Austausch. An den Wanderungsbarrieren enden die Ausbreitungsräume. Die zusammenhängend schraffierten Flächen in der Darstellung kennzeichnen die Bereiche, in denen die Kolonien zu einer gemeinsamen Population gehören. Aus der Darstellung wird deutlich, daß der Laubfrosch im Landkreis kein zusammenhängendes Verbreitungsgebiet besitzt. Es lassen sich vier voneinander isolierte Vorkommen bzw. Populationen abgrenzen.

2.2.2 Wie groß sind die Populationen?

Die *Population A* im westlichen Teil des Landkreises besitzt nur drei Kolonien, deren Populationsgröße über dem Schwellenwert von 100 rufenden Männchen liegt: Nr. 1 und Nr. 2 mit zusammen mehr als 300 Männchen und Nr. 3 mit mehr als 100 Männchen. Eine weitere Kolonie mit mehr als 100 Rufern wurde im Frühjahr 1992 durch die Totalentlandung zwei benachbarter Teiche zerstört. Bei allen übrigen Vorkommen liegt die Koloniegröße durchschnittlich unter 30 Männchen. Die kleinste Kolonie umfaßt nur vier Männchen.

Population B östlich des Regnitztales besitzt mit über 200 Rufern eine stabile Populationsgröße.

Die nördlichste Population im Landkreis (*Population C*) wird von zwei kleinen Vorkommen mit insgesamt weniger als 50 Rufern gebildet, welche von allen übrigen Rufgemeinschaften des Landkreises isoliert sind.

Population D besteht aus einer zusammenhängenden Kette von Kolonien, mit einer Rufgemeinschaft von über 200 Männchen (Nr. 4) und einer weiteren Rufgemeinschaft mit mehr als 100 Männchen (Nr.

5). Die durchschnittliche Größe der übrigen Kolonien liegt bei 15 Rufern.

2.2.3 Welche Gefährdungen bestehen für die Populationen?

Population A bildet ein Netz von räumlich miteinander in Kontakt stehenden Rufkolonien. Dadurch ist gewährleistet, daß auch kleinere Vorkommen beim lokalen Erlöschen wiederbesiedelt werden können. Die beiden großen Kolonien übernehmen dabei die Funktion von mainland-Populationen, von denen aus schrittweise eine Rekolonisierung benachbarter Teiche (islands) erfolgen kann, wenn die Vorkommen dort erloschen sind. Die Hauptkolonien haben daher für die Stabilität dieser Population eine wichtige Bedeutung (vgl. VEITH & KLEIN 1996). Anzeichen für eine Verschlechterung der Habitatbedingungen in den Hauptkolonien liegen nicht vor. Außerdem besitzt die Gesamtpopulation einen direkten, räumlichen Anschluß an die westlich angrenzenden Weiherketten Mittelfrankens mit großen Laubfroschvorkommen. Das Überleben dieser Population ist daher nicht gefährdet.

Auch *Population B* ist aufgrund ihrer Größe nicht unmittelbar gefährdet. Allerdings könnte durch Zerstörung der Ufervegetation, Entlandung der Teiche und die Erhöhung des Fischbesatzes im Rahmen "ordnungsgemäßer Teichwirtschaft" die Population in kurzer Zeit zum Erlöschen gebracht werden. Aufgrund der isolierten Lage wäre eine Wiederbesiedlung des Standortes nahezu ausgeschlossen. Das Schicksal dieser Population hängt daher im wesentlichen von der künftigen Intensität der Teichbewirtschaftung ab.

Bei *Population C* besteht bereits aufgrund der geringen Größe der Rufgemeinschaften und ihrer isolierten Lage wenig Aussicht auf einen längerfristigen Fortbestand der Kolonien.

In *Population D* ist der zum Zeitpunkt der Kartierung noch vorhandene Zusammenhalt der Kette an mehreren Stellen gefährdet. So handelt es sich bei dem Vorkommen Nr. 6 um eine Laubfroschkolonie, welche ein durch Staunässe entstandenes Ruderalbiotop besiedelt hat. Da die Fläche jedoch bebaut werden soll und bereits Maßnahmen zur Drainage des Biotops eingeleitet worden sind, ist der Fortbestand des Vorkommens ausgeschlossen. Mit dem Wegfall dieser Teilpopulation verliert auch das südlichste Laubfroschvorkommen im Landkreis den Anschluß an die übrigen Kolonien. Weiterhin ist mit einem Erlöschen des Vorkommens Nr. 7 zu rechnen, da hier durch intensivste Teichnutzung mit Kalkung der Teichböden während der Laichzeit und Uferverbauung keine Reproduktion mehr stattfinden kann. Darüber hinaus sind auch die Vorkommen Nr. 8 und Nr. 9, welche zwischen zwei vielbefahrenen Kreisstraßen in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft liegen, nicht mehr überlebensfähig. Da sich durch den Verlust einzelner Kolonien in dieser Population der Zusammenhang der Kette auflöst, haben die verbleibenden, kleineren Kolonien keinen Kontakt

mehr zu den beiden mainland-Populationen (Nr. 4 und Nr. 5). Wegen ihrer geringen Populationsgröße und der isolierten Lage besteht daher die Gefahr, daß diese kleinen Kolonien innerhalb weniger Jahre erlöschen. Nur die Populationen Nr. 4 und Nr. 5 sind auch langfristig in der Lage, Schwankungen in der Populationsgröße auszugleichen, vorausgesetzt die Habitatqualität der Laichgewässer verschlechtert sich nicht wesentlich. Allerdings verlieren diese Populationen mit dem Erlöschen der kleinen Kolonien innerhalb des Landkreises den Kontakt untereinander und zu anderen Laichpopulationen. Ob unmittelbar südlich an den Landkreis angrenzend weitere Laubfroschkolonien existieren, mit denen die beiden Populationen in Verbindung stehen, ist unbekannt, da dieser Bereich nicht mehr kartiert wurde. In jedem Fall könnte es sich dabei nur um Einzelvorkommen mit geringem Einfluß auf die Dynamik der Gesamtpopulation handeln. Anders als im Westen des Landkreises ist nach Süden die Ausdehnung von Laubfroschpopulationen durch die Stadt Erlangen und den Sebalder Reichswald begrenzt. Außerdem gibt es hier nur vereinzelt Teiche, welche als potentielle Laichgewässer in Frage kämen.

2.3 Prognose

Insgesamt stellt sich damit die Situation des Laubfrosches im Landkreis Forchheim wie folgt dar: Das Überleben des Laubfrosches im Landkreis Forchheim ist mittelfristig nicht gefährdet. Allerdings ist das Vorkommen des Laubfrosches stark fragmentiert. Die vier abgrenzbaren Populationen sind so stark isoliert, daß zwischen ihnen ein Austausch von Individuen zum Ausgleich von Populationschwankungen bzw. zur Wiederbesiedelung verwaister Standorte extrem unwahrscheinlich wird. *Population C* besitzt keine längerfristige Perspektive. Die Überlebenaussichten von *Population B* sind im wesentlichen von der Entwicklung der kommerziellen Teichbewirtschaftung vor Ort abhängig.

Bei *Population D* führt die weitere Fragmentierung durch Zerstörung von Laichgewässern und Landlebensräumen zu einem Zerfall des Populationsverbundes und zur Reduktion auf zwei innerhalb des Landkreises isolierte Vorkommen. Nur die *Population A* besitzt noch eine stabile Struktur netzartig miteinander in Verbindung stehender Kolonien. Die langfristig stabile Populationsentwicklung ist durch die beiden großen Rufergemeinschaften und den Anschluß an die mittelfränkische Teichlandschaft gewährleistet.

Der Laubfrosch wird demnach zwar in absehbarer Zeit nicht vollständig aus dem Landkreis verschwinden. Aus der Prognose ist jedoch abzuleiten, daß sich die Verbreitung immer stärker auf wenige Standorte im Landkreis konzentrieren wird. Verantwortlich für diese Entwicklung ist zum einen die unmittelbare Zerstörung von Laichgewässern durch die Intensivierung der Teichwirtschaft, zum anderen

der Ausbau der Verkehrswege und die Intensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Dadurch werden Wanderungsbewegungen zwischen einzelnen Vorkommen zunehmend unterbunden und die Besiedelung neu entstandener Laichgewässer bzw. erloschener Standorte unmöglich gemacht.

Bei Planungsverfahren im Landkreis (etwa Straßenbauverfahren oder Anlage von Gewerbegebieten) läßt sich auf Grundlage der hier dargestellten Prognose abschätzen, wie sich die Projekte auf das Überleben der Laubfroschpopulationen auswirken. Dabei ist unmittelbar ersichtlich, daß sich die Auswirkungen nicht nur auf die direkt bebauten Flächen beschränken, sondern auch einen großen Einfluß auf die gesamte Population haben können.

3. Fallbeispiel 2:

Auswirkungen des Baues einer Autobahn auf die Überlebensfähigkeit einer Population der Wantschrecke

3.1 Kurzportrait

Die Wantschrecke (*Polysarcus denticauda*) ist mit 24 bis 44mm die größte einheimische Sichel-schrecke. Beide Geschlechter sind flugunfähig, die Art kann aber auch größere Strecken laufend überbrücken. Als Habitat werden langgrasige Wiesen bevorzugt. Die Entwicklung verläuft zweijährig, d. h. daß die juvenilen Tiere erst nach zwei Wintern ab Mitte März schlüpfen. Die Verbreitung in Deutschland beschränkt sich auf wenige Vorkommen in Bayern, Baden-Württemberg und Thüringen (ROTHHAUPT 1994; SCHLUMBRECHT 1994; BEINLICH 1993; DETZEL 1988).

3.2 Ausgangslage

Mit der hier dargestellten Schnellprognose sollte versucht werden, die Auswirkungen des geplanten Baues einer Autobahn auf die Wantschreckenpopulation in diesem Gebiet abzuschätzen. Die Untersuchung ist Bestandteil eines noch laufenden Verfahrens. Um in dieses Verfahren nicht einzugreifen, wird im folgenden auf genauere Ortsbestimmung und auf Details der Ergebnisse verzichtet.

Das betrachtete Vorkommen besteht aus mehreren Teilpopulationen, die in unterschiedlichem Maße miteinander in Austausch stehen. Durch verschiedene Kartierungen war die Verbreitung der Art innerhalb des Gebietes relativ gut bekannt, und es lagen grobe Populationsgrößenschätzungen vor. Die Populationsgröße im gesamten Großraum wurde dabei auf 4.000 bis 8.000 Tiere geschätzt. Aus den Kartierungsdaten ging weiter hervor, daß die Trasse nur zwei sehr kleine Habitate mit ca. 40 Individuen direkt zerstören würde. Gleichzeitig würde aber die drittgrößte Teilpopulation des Gebietes zerschnitten und dadurch die gesamte Ursprungspopulation in zwei weitgehend isolierte Teil-

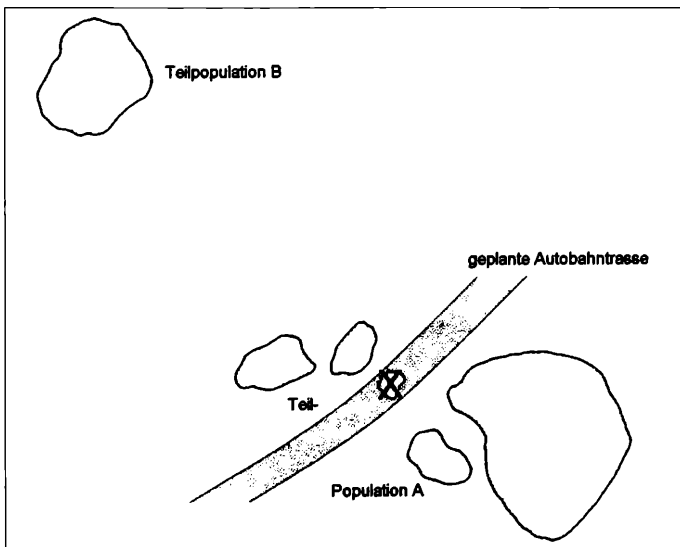


Abbildung 3

Schematische Darstellung der direkt von der geplanten Autobahn betroffenen Teilpopulationen. Sowohl nördlich als auch südlich schließen sich weitere Vorkommen an.

le nördlich und südlich der Autobahn zerfallen (Abb. 3).

Angesichts der offensichtlichen Bedeutung des Gesamtvorkommens für das Fortbestehen der Art in Deutschland sollte nun geprüft werden:

1. ob die Überlebensfähigkeit dieser Population durch den geplanten Autobahnbau verringert würde.
2. Wenn dies der Fall wäre, ob der Eingriff ausgleichbar wäre, beispielsweise durch eine Grünbrücke und unterstützende Maßnahmen.
3. Wenn ja, wie die Ausgleichsmaßnahmen dimensioniert sein müßten.

3.3 Vorgehensweise

Um diese Fragen beurteilen zu können, entschieden wir uns für die Durchführung einer biologischen Schnellprognose unter Einsatz eines Computersimulationsmodelles. Dabei griffen wir auf das Modellierungstool RAMAS/metapop von der Firma Applied Biomathematics zurück (AKCAKAYA 1994). Die Verwendung eines Modellierungstools hatte den Vorteil, daß wir auf ein bewährtes Grundmodell zurückgreifen konnten, das nur auf die vorliegende Situation angepaßt werden mußte. Damit konnte der Zeitaufwand erheblich reduziert werden. An dieser Stelle soll auf die Details des verwendeten Modells verzichtet werden, um statt dessen die wesentlichen Elemente der Vorgehensweise herauszuarbeiten.

3.3.1 Schritt 1: Berechnung der Überlebensfähigkeit der einzelnen Teilpopulationen ohne Autobahn (Status Quo)

Es wurde von folgenden Grundannahmen ausgegangen:

- Die durch vorangegangene Kartierungen ermittelte räumliche Lage und Individuenstärke der

einzelnen Teilpopulationen wurde direkt in das räumlich explizite Modell übernommen.

- Zur Abschätzung der Populationsdynamik griffen wir auf veröffentlichte Angaben aus der Literatur zur Wantschrecke und auf Arbeiten zu verwandten Arten zurück (vgl. auch. GOTTSCHALK & KOBEL-LEMPARSKI i. Vorb.; DEMPSTER 1963).
- Die Ausbreitungsfähigkeit der Art und damit der Austausch zwischen den verschiedenen Teilpopulationen wurde ausgehend von Individualbeobachtungen und Fang-Wiederfang-Untersuchungen mit Hilfe einer Exponentialfunktion abgeschätzt.

Viele Ausgangsdaten sind nur mit einem erheblichen Unsicherheitsfaktor anzugeben. Es ist zwar in der Regel für einen einzelnen Faktor abzuschätzen, welche Auswirkungen dieser auf die Prognose bezüglich der Autobahneffekte hat. Die Kombination verschiedener Faktoren führt aber häufig zu überraschenden Effekten. Das Verdeutlichen solcher zunächst nicht bedachter Effekte ist der besondere Vorteil von Computermodellen. In der Praxis hat es sich als hilfreich erwiesen, bestimmte Parameterkombinationen zu Szenarien zusammenzustellen. Dabei wird versucht, die Parameter so zu kombinieren, daß sich einmal eine besonders hohe, eine mittlere und eine besonders geringe Überlebenswahrscheinlichkeit ergeben. In unserem Falle werden die Szenarien als "optimal", "mittel" und "pessimal" bezeichnet. Dabei ist zu beachten, daß sich daraus nur Schlüsse bezüglich des Status Quo ergeben. Es werden keine Aussagen dazu gemacht, bei welchem Szenario sich die Autobahn besonders drastisch auswirkt. Für die Beurteilung muß aus Gründen der Risikovorsorge jeweils das ungünstigste Ergebnis zugrunde gelegt werden.

In Tabelle 1 sind die den Szenarien zugrundeliegenden Annahmen nochmals näher erläutert.

Als Ergebnis aus diesem Schritt erhalten wir eine Überlebenswahrscheinlichkeit für die nächsten 50

Tabelle 1

Übersicht über die Parameter der drei Szenarien, die den Modellrechnungen zugrundeliegen. Aufgrund der gewählten Kombination stellt 1 das optimale, 2 das mittlere und 3 das pessimale Szenario dar. Abundanzdynamik bezeichnet das Ausmaß der Populationschwankungen, Migration den Austausch zwischen den Teilpopulationen. Verlust stellt den Verlust von Tieren durch Überfahren dar. Korrelation ist die Korrelation der Umweltschwankungen zwischen den verschiedenen Teilpopulationen.

Szenario	Abundanzdynamik	Migration	Verlust	Korrelation
1	niedrig	hoch	niedrig	stark
2	mittel	mittel	mittel	stark
3	hoch	niedrig	hoch	stark

Jahre. Diese Zahl ist die Grundlage für den im Schritt 2 durchgeführten Vergleich.

3.3.2 Schritt 2:

Berechnung der Überlebensfähigkeit der Teilpopulationen nach Bau der Autobahn und Vergleich mit dem Status Quo

Diese Berechnung erfolgt grundsätzlich mit den gleichen Modellannahmen wie oben. Die unmittelbaren Auswirkungen der Autobahn stellen sich im Modell wie folgt dar:

Biotopzerstörung: Zerstörung einer Teilpopulation von ca. 40 Individuen.

Isolationseffekt: Ausschluß der Migration zwischen Teilpopulationen nördlich und südlich der geplanten Autobahn.

Erhöhte Mortalität: Überfahren von Wanstschrecken während des Betriebes.

Durch Vergleich der auf diese Weise ermittelten Ergebnisse mit den Ergebnissen aus Schritt 1 läßt sich feststellen, inwieweit es sich bei dem Bau der Autobahn tatsächlich um einen Eingriff handelt und wie gravierend er gegebenenfalls ist.

3.3.3 Schritt 3:

Untersuchung von Möglichkeiten für einen Ausgleich des Eingriffes

Ergibt sich in Schritt 2, daß die Autobahn zu einer Verringerung der Überlebensfähigkeit der Art führt, muß nun nach Möglichkeiten für einen Ausgleich gesucht werden. Im konkreten Fall war von Seiten des Auftraggebers an den Bau einer Grünbrücke gedacht.

Um zu ermitteln, ob eine Grünbrücke geeignet ist, den Eingriff ggf. auszugleichen und wie sie dimensioniert sein muß, müssen wieder eine Reihe von Ergebnissen und Annahmen in das Modell übersetzt werden.

Aus der Literatur (RECK ET AL. 1993) ist bekannt, daß Grünbrücken zumindest bei Insekten ihre Funktion nur erfüllen können, wenn sie als Lebensraum für die Arten dienen können. Weiterhin müssen Zuleitungsstrukturen vorhanden sein. Dabei ist aber zu beachten, daß Insekten diese Zuleitungsstrukturen nicht im Sinne von Leitstrukturen für eine gerichtete Wanderung nutzen, sondern sich eher unge-

richtet innerhalb dieser Flächen bewegen und dabei "zufällig" auch auf die Grünbrücke stoßen und über sie hinweg wandern. Die Anzahl der über die Grünbrücke wandernden Tiere ist damit direkt eine Funktion der dort und im unmittelbaren Umkreis lebenden Tiere. Damit wird die durch die Grünbrücke realisierte Austauschrate direkt der Fläche proportional.

Für die Wanstschrecke wurde aufgrund der Habitatbindung davon ausgegangen, daß es gelingen kann, auch auf einer Grünbrücke ein Wanstschreckenbiotop zu etablieren. Die relativ geringe Bodenfeuchte auf solchen Brücken dürfte allerdings die Lebensraumqualität eines solchen Biotops in Grenzen halten. Unter Berücksichtigung all dieser Annahmen und des Vergleichs mit den ohne Autobahn vorhandenen Strukturen läßt sich ableiten, welche Austauschrate pro 100m Grünbrückenbreite erwartet werden kann. Diese Austauschrate kann nun ins Modell eingegeben werden. Durch Iteration läßt sich die Grünbrückenbreite ermitteln, die zu einem Ausgleich des Eingriffes führt. Ausgleich heißt in diesem Fall, daß die Überlebenswahrscheinlichkeit wieder dem Status Quo entspricht.

3.4 Prognose

Wie zu erwarten, sind die Effekte auf die Überlebensfähigkeit der Wanstschreckenpopulation bei den Teilpopulationen in unmittelbarer Nähe der Autobahn am deutlichsten ausgeprägt. Die folgende Darstellung beschränkt sich auf diese Teilpopulationen, die als A und B bezeichnet werden sollen.

3.4.1 Auswirkung des Autobahnbaues

Das Aussterberisiko erhöht sich in der direkt von der Autobahn zerschnittenen Teilpopulation A je nach Annahme z. T. um mehr als 100%. Für den nördlich der Autobahn verbliebenen Bereich dieser Teilpopulation steigt die Aussterberate auf nahezu 100 % an. Interessanterweise finden sich die deutlichsten Effekte aber nicht in der unmittelbar zerschnittenen Teilpopulation A sondern in der nördlich davon gelegenen Teilpopulation B (Abb. 3 und 4). Dies erklärt sich daraus, daß die Teilpopulation B in hohem Maße auf Zuwanderer aus der sehr viel größeren Teilpopulation A angewiesen ist. Durch die Zerschneidung ist

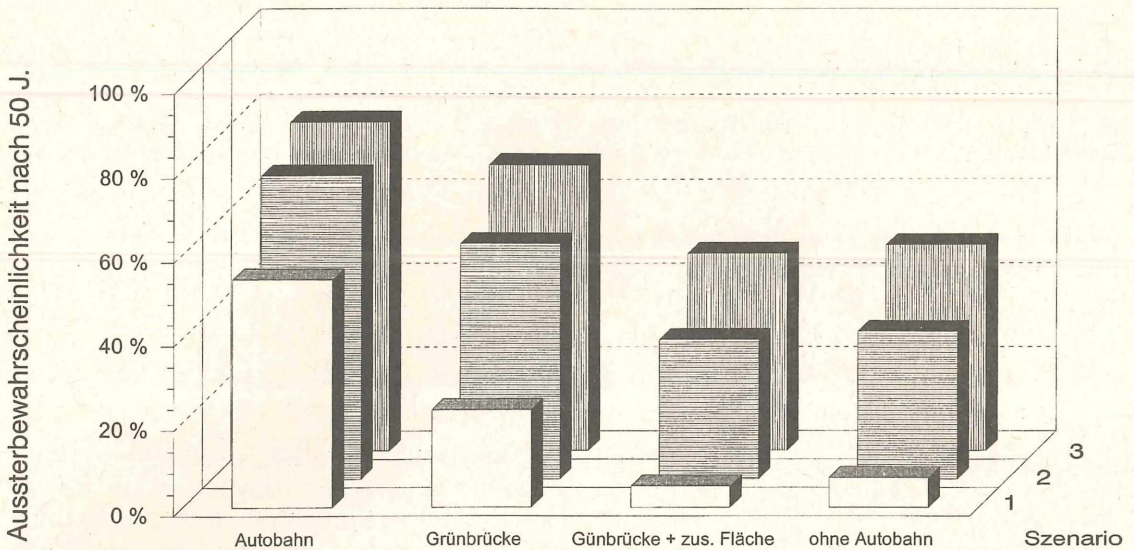


Abbildung 4

Auswirkungen des Baues einer Autobahn auf die Population der Wanstschrecke sowie Möglichkeiten für einen Ausgleich. Dargestellt ist die Aussterbewahrscheinlichkeit nach 50 Jahren als Ergebnis von Computersimulationen. Vereinfachte Darstellung. Weitere Erläuterungen im Text.

die Teilpopulation B also gewissermaßen von ihrem Nachschub abgeschnitten.

Insgesamt wird deutlich, daß der Bau einer Autobahn einen erheblichen Eingriff darstellen würde. Dies war angesichts der geringen zerstörten Fläche nicht a priori abzusehen. Wir hatten ursprünglich deutlich geringere Auswirkungen erwartet und insbesondere die Auswirkungen auf die weiter entfernt liegenden Populationen als vernachlässigbar angesehen.

3.4.2 Ausgleich

Auch hier sollen aus Rücksicht auf das laufende Verfahren nur wieder Trends der Ergebnisse dargestellt werden. Es ergibt sich aber sehr klar, daß eine Grünbrücke allein den Eingriff zwar vermindern kann, aufgrund der mangelhaften Habitatqualität aber nicht zu einem Ausgleich führt. Gleichzeitig wird aber auch deutlich, daß der Eingriff, den die Autobahn für die Wanstschreckenpopulation darstellt, ausgleichbar ist. Dazu muß allerdings zusätzlich zu einer großzügig dimensionierten Grünbrücke auch noch die Populationsgröße in Teilpopulation A südlich und nördlich der Autobahn verdoppelt werden. Weitere Varianten für einen Ausgleich sind möglich, werden aber hier nicht dargestellt.

Insgesamt zeigt sich an diesem Fallbeispiel, daß auch der Einsatz von Modellen im Rahmen einer Schnellprognose praktikabel ist. Durch das Modell konnten eine Reihe von Effekten überhaupt erst erkannt werden, wie z.B. die starke Beeinträchtigung der Teilpopulation B. Die Tatsache, daß das Modell konkrete Zahlen produziert, trägt erheblich zur Anschauung und zur Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse bei.

4. Diskussion

Vielfach wird die Durchführung einer PVA mit mehrjährigen Untersuchungen zur Populationsentwicklung als Voraussetzung für die Erstellung einer Prognose gesehen. Die vorgestellten Fallbeispiele zeigen, daß nicht jeder Prognose zwangsläufig Langzeituntersuchungen vorausgehen müssen. Die Autoren sind innerhalb einer Vegetationsperiode zu einer Abschätzung der Überlebensaussichten der betrachteten Arten gelangt. Hierzu wurden bereits vorhandene Informationen aus der Literatur mit den Ergebnissen freilandökologischer Untersuchungen verknüpft. Nicht alle Aspekte der Biologie der betreffenden Arten wurden berücksichtigt, sondern es erfolgte eine Konzentration auf relevante populationsbiologische Daten (Größe überlebensfähiger Ruferkolonien, Populationsschwankungen) und solche Schlüsselfaktoren (Barrieren, Teichbewirtschaftung), die nach Literaturangaben die Populationsentwicklung beeinträchtigen. In der Prognose wurden dann die Auswirkungen dieser Faktoren auf die Population untersucht und ihre Bedeutung für die Populationsentwicklung abgeschätzt. Da diese Vorgehensweise immer wieder kritisch beurteilt wird, sei zunächst auf die drei wichtigsten Einwände näher eingegangen:

- Für die meisten Arten liegen überhaupt nicht genügend Informationen vor, um eine Prognose zur Überlebenswahrscheinlichkeit innerhalb einer Saison zu ermöglichen.

Tatsächlich ist die Kenntnis der Schlüsselfaktoren in der Populationsentwicklung eine Grundvoraussetzung für die Erstellung einer Prognose. Da sich die hierfür notwendigen Basisinformationen nicht innerhalb einer Vegetationsperiode in freilandökologischen Untersuchungen verlässlich ermitteln las-

sen, ist man in der Schnellprognose auf Angaben aus der Literatur angewiesen. Insofern ist die PVA zwar keine Voraussetzung für die Erstellung von Prognosen, dennoch werden mehrjährige populationsökologische Untersuchungen benötigt, um hieraus die notwendigen Basisinformationen für die Prognose gewinnen zu können. Die Schnellprognose ist also nur auf solche Arten anwendbar, für die diese Informationen vorliegen. Allerdings können dabei auch Untersuchungen von nahe verwandten bzw. ökologisch ähnlichen Arten herangezogen werden, wie es im Fall der Wanstschrecke geschehen ist.

- *Die Schnellprognose ist nur für wenige Arten anwendbar. Damit bleiben Konsequenzen von Eingriffen oder Naturschutzplanungen für Arten, die nicht untersucht werden, unberücksichtigt.*

Dieser Einwand betrifft nicht nur den Einsatz der SchneP, sondern das Zielartenkonzept insgesamt (vgl. MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992). Die Konzentration auf wenige Arten läßt zwangsläufig andere Arten außer acht. Es gibt allerdings wegen der Komplexität von Ökosystemen keine Möglichkeit, dieses Problem prinzipiell zu lösen. In keinem Fall lassen sich die Konsequenzen einzelner Maßnahmen für alle Arten des Systems untersuchen. Daher ist immer eine Beschränkung notwendig. Im Rahmen der Schnellprognose erfolgt die Beschränkung auf solche Arten, die von den Maßnahmen besonders betroffen sind und für die eine eindeutige Aussage zur Überlebenswahrscheinlichkeit möglich ist. Die Beschränkung liefert daher ein eindeutig nachvollziehbares Ergebnis, während eine "ganzheitliche" Betrachtung kein wissenschaftlich begründbares Urteil mehr zuläßt.

- *Auch die Schnellprognose kann nur ungenaue Angaben zur Überlebensfähigkeit einer Population liefern.*

Zunächst liefert die Schnellprognose keine Aussage zur absoluten Überlebensfähigkeit einer Population. Sie kann nur Angaben zur Überlebenswahrscheinlichkeit machen. Dabei sind zwei wichtige Fehlerquellen möglich:

- a) nicht alle möglichen Schlüsselfaktoren werden in ihren Auswirkungen berücksichtigt.
- b) die verwendeten Basisinformationen sind zu unsicher, um eine vernünftige Prognose zu erlauben.

In den beiden Fallbeispielen haben wir nur wenige Schlüsselfaktoren betrachtet. Diese Vorgehensweise wird durch die Ergebnisse populationsökologischer Studien gestützt. Es gibt zwar viele mögliche Einflüsse auf die Populationsdynamik einer Art, in der Regel führen aber nur wenige Faktoren zum Rückgang einer Population bzw. zum Aussterben. Gut dokumentierte Beispiele hierfür liefern z.B. B. VOGEL (1998); K. VOGEL (1998); ROTHHAUPT (1997); GOTTSCHALK (1996); ARMBRUSTER &

LANDE (1993); MURPHY ET AL. (1990). Solange im Rahmen der Schnellprognose auf entsprechend gut dokumentierte Literaturangaben zurückgegriffen werden kann, ist die Gefahr, wesentliche Schlüsselfaktoren zu vernachlässigen, gering. Ausschließen läßt sie sich allerdings prinzipiell nicht.

Hinsichtlich des Umganges mit unsicheren Basisinformationen bietet sich in der Schnellprognose der Einsatz der Szenario-Technik an, wie er im Falle der Wanstschrecke erfolgt ist. Dabei werden die Unsicherheiten nicht einfach ignoriert, sondern in ihrem Ausmaß abgeschätzt. Die Berechnungen optimistischer und pessimistischer Szenarien lassen Aussagen über den Gültigkeitsbereich der Prognose zu. Die Anwendung dieser Technik verdeutlicht gleichzeitig auch den Vorteil des Einsatzes von Computersimulationen. Bei diesen lassen sich die Ausgangsbedingungen relativ einfach verändern und die Konsequenzen rasch berechnen. Der wesentliche Vorteil von Computersimulationen liegt im Rahmen der Schnellprognose daher in der Handhabung komplexerer Zusammenhänge.

Unabhängig davon gilt beim Umgang mit unsicheren Basisinformationen grundsätzlich das Prinzip des konservativen Ansatzes. Das bedeutet, daß in der Prognose immer die aus Sicht der Art ungünstigste Variante zugrunde liegen muß, weil das Aussterben einer Art nicht umkehrbar ist. So werden z.B. im Falle des Laubfrosches die Verkehrstrassen im Regnitztal als vollständige Barrieren angesehen, solange kein Austausch zwischen dem westlichen und östlichen Teil des Landkreises nachgewiesen ist. Ein solches Prinzip der Risikoversorge durch die Verwendung von Sicherheitszuschlägen (vgl. AMLER ET AL. 1996) bei unsicheren Informationen ist im technischen Bereich längst üblich. Im Naturschutz wird dadurch weitgehend sichergestellt, daß Fehleinschätzungen in der Prognose nicht doch zum Aussterben der Population führen.

Neben den bisher genannten Aspekten zeichnet sich die Schnellprognose im wesentlichen durch zwei Eigenschaften aus: Transparenz und Quantifizierbarkeit.

Beide Eigenschaften können auch sogenannte Bilanzierungsverfahren in der Eingriffsregelung in Anspruch nehmen (z.B. "Osnabrücker Modell", LANDKREIS OSNABRÜCK 1995). Daher wollen wir hier nochmal kurz die wesentlichen Unterschiede zu diesen Verfahren erläutern.

- Die Schnellprognose stellt zwischen den Konsequenzen eines Eingriffes und dem Überleben der ausgewählten Zielart einen funktionalen Zusammenhang auf Basis kausalanalytischer Untersuchungen im Ökosystem her. Das wird besonders am Beispiel der Wanstschrecke deutlich. Hier spielt die unmittelbare Habitatzerstörung eine vernachlässigbare Rolle. Viel entscheidender ist die Isolationswirkung der Autobahn für die Stabilität der Gesamtpopulation. Dabei werden die Folgen der Isolation nicht

vermutet, sondern in ihren Auswirkungen auf die Population mit Hilfe der Computersimulationen vor Augen geführt. Durch diese Darstellung der ökologischen Konsequenzen des Eingriffes für die Population wird die Schnellprognose nachvollziehbar und kontrollierbar. Damit geht sie in ihrer Aussagekraft weit über die Bilanzierungsverfahren hinaus, in denen lediglich der Verlust an Biotopfläche festgestellt und nach einem vorgegebenen Punkteschema weitgehend unabhängig von ökologischen Gegebenheiten bewertet wird.

- In der Schnellprognose werden die Folgen von Eingriffen nicht nur qualitativ beschrieben, sondern im Hinblick auf das Überleben der betrachteten Zielarten quantifiziert. So läßt sich im Landkreis Forchheim aufgrund der vorgelegten Prognose genau abschätzen, wie sich die Intensivierung einzelner Teiche auf die Zukunft des Laubfrosches auswirken wird. Ebenso erlauben die Untersuchungen zur Wantschaftschrecke begründete Aussagen zur Dimensionierung einer Grünbrücke bzw. zur Größe von Ausgleichsflächen. Im Rahmen der Bilanzierungsverfahren sind quantitative Aussagen zum Überleben von Arten nicht möglich. Sie sind aber zumindest bei der Anwesenheit gefährdeter Arten notwendig, um eine angemessene Beurteilung des Eingriffes zu ermöglichen. Sie werden daher auch im Rahmen der FFH-Richtlinie ausdrücklich verlangt.

Die Schnellprognose macht den Ansatz überlebensfähiger Populationen für die Naturschutzpraxis verfügbar. Sie kann zwar kein Ersatz für langfristige, populationsökologische Untersuchungen sein, wie sie im Rahmen einer PVA durchgeführt werden. Ebensovienig steht die Schnellprognose alternativ zu anderen Bewertungsverfahren im Naturschutz. Kriterien wie die Schönheit des Landschaftsbildes, Diversität der Lebensräume und Artenzahl oder Zahl der Rote-Liste-Arten lassen sich mit diesem Instrument nicht erfassen.

Die Schnellprognose soll diese nicht ersetzen aber ergänzen. Darüber hinaus zeigen unsere Fallbeispiele, wie die Schnellprognose nicht nur bei der Bewertung von Eingriffen, sondern auch bei der Naturschutzzielplanung einsetzbar ist. Mit der Schnellprognose werden Zielarten zu einem offensiven Instrument in der Naturschutzplanung und Umsetzung.

Literatur

AKÇAKAYA, H.R. (1994): RAMAS/metapop: Viability analysis for stage-structured metapopulations (Version 1.0).- Applied Biomathematics, Setauket, New York: 185 S.

AMLER, K.; F. LOHRBERG & G. KAULE (1996): Implementation of FIFB results in environmental planning. In: SETTELE, J.; C. MARGUELES; P. PO-

SCHLOD. & K. HENLE (1996): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 230-236.

ARMBRUSTER, P. & R. LANDE (1993): A population viability analysis for African Elephant (*Loxodonta africana*): How big should reserves be?- Conservation Biology 7: 602-610.

BEINLICH, B. (1993): Zum Vorkommen der Wantschaftschrecke *Polysarcus denticauda* in Südwestthüringen.- Articulata 8: 125-128.

BOYCE, M. S. (1992): Population viability analysis.- Annual Review of Ecology and Systematics 23: 481-506.

CLAUSNITZER, H. J. & F. BERNINGHAUSEN (1991): Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz.- Natur und Landschaft 66: 335-339.

DEMPSTER, J.P. (1963): The population dynamics of grasshoppers and locusts.- Biological Review 38: 490-429.

DETZEL, P. (1988): Zur Biologie und Verbreitung der Wantschaftschrecke (*Polysarcus denticauda*).- Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 63: 259-270.

GOTTSCHALK, E. (1996): Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platypleis albopunctata* (Goeze, 1778) (Ensifera: Tettigoniidae).- In: SETTELE, J.; C. MARGUELES; P. POSCHLOD & K. HENLE (1996): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 230-236.

HOVESTADT, T.; J. ROESER. & M. MÜHLENBERG (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Berichte aus der Ökologischen Forschung 1, Forschungszentrum Jülich.

KOKKO, H.; J. LINDSTRÖM & E. RANTA (1997): Risk analysis of hunting of seal populations in the Baltic.- Conservation Biology 11: 917-927.

LANDKREIS OSNABRÜCK (1995): Das Kompensationsmodell.- Osnabrück: 22 S.

MENGES, E. S. (1990): Population viability analysis for an endangered plant.- Conservation Biology 4: 52-62.

MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1992): Das Zielartenkonzept.- NNA-Berichte 5(1): 36-41.

MÜHLENBERG, M., HOVESTADT, T. & J. ROESER, (1991): Are there minimal areas for conservation?- In: SEITZ, A. & V. LOESCHKE: Species conservation: a population-biological approach. Birkhäuser, Basel.

- MURPHY, D. D.; K.E. FREAS & S.B. WEISS (1990): An environmental metapopulation approach to population viability analysis for a threatened invertebrate.- *Conservation Biology* 4: 41-51.
- RATNER, S.; R. LANDE & B.B. ROPER (1997): Population viability analysis of Spring Chinook Salmon in the South Umpqua River, Oregon.- *Conservation Biology* 11: 879-889.
- RECK, H.; J. RIETZE & G. HERMANN (1993): Bioökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Teil Wirbellose Tierarten.- Jahresbericht 1992 im Auftrag der Schweizerischen Vogelwarte Sempach. Filderstadt.
- REH, W. & A. SEITZ (1988): Einfluß der Landnutzung auf die genetische Struktur von Grasfroschpopulationen (Amphibia, *Rana temporaria*) in der Saarpfälzischen Moorniederung.- *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 81: 325-326.
- REICHEL, D. (1987): Veränderungen im Bestand des Laubfrosches (*Hyla arborea*) in Oberfranken.- *Bericht der ANL* 11: 91-94.
- ROTHHAUPT, G. (1994): Die Situation der Wantschrecke (*Polysarcus denticauda*) in Bayern und Thüringen.- *Articulata* 9: 79-87.
- (1997): Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger (*Lanius excubitor* L.).- Cuvillier Verlag, Göttingen: 150 S.
- RUGGIERO, L.F.; HAYWARD, G. D. & J. R. SQUIRES (1994): Viability analysis in biological evaluations: Concepts of population viability analysis, biological population, and ecological scale.- *Conservation Biology* 8: 364-372.
- SCHLUMBRECHT, H. (1994): Weitere Nachweise der Wantschrecke (*Polysarcus denticauda*) in Südhüringen.- *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 31: 51-52.
- SCHMID, B. (1992): Zur Situation der Amphibien im westlichen Teil des Landkreises Forchheim.- Bericht zu den Ergebnissen einer Kartierung. Unveröff. Bericht im Auftrag der Kreisgruppe Forchheim des Bund Naturschutz in Bayern e. V.: 46 S.
- SHAFFER, M (1987): Minimum viable populations: Coping with uncertainty.- In: SOULÉ, M. E.: *Viable populations for conservation*.- Cambridge University Press, Cambridge: 69-86.
- (1993): Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear.- *International Conference on Bear Research and Management* 5: 133-139.
- TESTER, U. (1990): Artenschützerisch relevante Aspekte zur Ökologie des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.).- Dissertation, Basel: 291 S.
- VOGEL, B. (1998): Habitatqualität oder Landschaftsdynamik - Was bestimmt das Überleben der Heidelerche (*Lullula arborea*)?- Cuvillier Verlag, Göttingen, 136 S.
- VOGEL, K. (1998): Sonne, Ziest und Flockenblumen: Was braucht eine überlebensfähige Population des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*)?- Cuvillier Verlag, Göttingen: 134 S.
- VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHHAUPT & E. GOTTSCHALK (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz - Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in die Praxis.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28: 179-184.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Burkhard Vogel
 Universität Göttingen
 Zentrum für Naturschutz
 Von-Siebold-Str. 2
 D-37075 Göttingen
 e-mail: bvogel1@gwdg.de

Dr. Gerhard Rothhaupt
 Fa. Ökonzept
 Rosdorfer Weg 7
 D-37073 Göttingen

Realisierbarkeit eines Zielartenkonzepts auf regionaler Ebene

- Ergebnisse einer Projekt - Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, Landkreis Tirschenreuth (Oberpfalz)

Norbert GROSSER & Bernhard RÖTZER

Im Rahmen eines studentischen Projektes des Fachbereiches Landschaftsarchitektur der Fachhochschule Erfurt wurden im Oktober 1997 von den Beteiligten verschiedene landschaftsplanerische Problemstellungen im Bereich der Gemeinde Friedenfels (Oberpfalz) erörtert, unter anderem die Möglichkeit, ein Zielartenkonzept auf faunistischer Basis aufzustellen. Fragestellungen und Ergebnisse dieser Diskussion sollen an dieser Stelle vorgestellt werden.

1. Zur Definition von Zielarten

Was sind Zielarten? Welche Ziele stehen? Was soll mit der Erklärung von Arten zu Zielarten erreicht werden?

An erster Stelle geht es um naturschutzfachliche und naturschutzpolitische Ziele, die nicht für sich, sondern im Zusammenhang mit einer bestimmten Landschaft, mit einer bestimmten Verwaltungseinheit zu sehen sind. Dabei ist es in der Praxis schwierig, mit allgemeinen Naturschutzzielen, wie sie sich im Bundesnaturschutzgesetz finden (Funktionalität des Naturhaushaltes, Artenvielfalt, landschaftliche Schönheit usw.), konkrete Konzepte zu realisieren.

Vielmehr muß die Konkretheit des Schutzes von Lebensräumen, Lebensgemeinschaften, einzelnen Pflanzen- oder Tierarten in diese allgemeinen Forderungen eingearbeitet werden, es müssen Lebensräume benannt, Pflanzen- und Tierarten, die im entsprechenden Landschaftsraum vorkommen, ausgewählt und Ziele der Naturerhaltung, -entwicklung bzw. -wiederherstellung an diesen konkreten Arten oder Biotopen festgemacht werden. Dabei handelt es sich ausschließlich um ökologisch definierte, nach wissenschaftlichen Grundsätzen ausgewählte Arten. Unabdingbar, zumindest aber sinnvoll ist es, vorausgehend eine Bewertung des Zustandes des entsprechenden Landschaftsausschnittes mit seinen Biotoptypen vorzunehmen. Da Biotope in ihrer meist größeren Komplexität nicht vollständig beschreibbar und in Kurzform verständlich zu machen sind, haben sich in Deutschland seit Beginn der 90er Jahre eine Reihe von Autoren, so z.B. HOVE-STADT ET AL. (1994), mit der Möglichkeit auseinandergesetzt, Arten als einen Teil des Ganzen

auszuwählen (als Repräsentanten bestimmter Biotope und deren Biozönosen), um an ihnen Schutzmaßnahmen festzumachen, die zwar einerseits spezifisch artbezogen sind, aber auf der anderen Seite die Lebensbedingungen für eine Reihe weiterer Arten der Lebensgemeinschaft berühren bzw. berücksichtigen.

Damit steht als eines der Hauptziele der Biotop-schutz (Flächensicherung) durch Sicherung von Zielarten.

Das Zielartenkonzept ist also ein Mittel zur Durchsetzung und nachfolgenden Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen. Als gesetzkonformes Schutzziel ist die langfristige Sicherung von Populationen durch Erhalt ihrer artspezifischen Lebensgrundlagen in der Landschaft verbunden mit einer Bewertung der Zukunftsprognosen der ausgewählten Arten und damit indirekt auch der entsprechenden Lebensgemeinschaften. Dies ist seinerseits häufig verbunden mit entsprechender allgemeiner oder artspezifisch ausgerichteter Biotoppflege.

Beim derzeitigen Kenntnisstand wird diese Pflege und Entwicklung in der Praxis oft zumindest in Teilen empirisch durchgeführt, in vielen Fällen findet begleitende Forschung über einen kürzeren Zeitraum statt. Jedoch sind Grundlagenuntersuchungen über längere Zeiträume von mindestens 8-10 Jahren von äußerster Wichtigkeit. Auf der anderen Seite können die Ergebnisse von Modellen zur Metapopulationsdynamik einzelner Arten einen wichtigen Beitrag zur Prognose der Entwicklung liefern (vgl. SETTELE 1998).

Dieser Arbeit mit modellhaft ausgewählten Zielarten entspricht in vergleichbarer Form die Arbeit mit ausgewählten Taxa (planungsrelevanten biotopbezogenen Tiergruppen) auf verschiedenen Ebenen der Landschaftsplanung (Umweltverträglichkeitsuntersuchung UVU, Landschaftspläne, Schutzwürdigkeitsuntersuchungen usw.). In diesem Fall ist wie auch an anderer Stelle der Nachteil in den im allgemeinen sehr kurzen Bearbeitungszeiten bzw. zeitlich kurzen Datenreihen zur Populationsdynamik zu sehen.

Voraussetzung für eine ernsthafte Nutzbarkeit des Zielartenkonzepts als Instrument des Naturschutzes

ist die Reduzierung allgemeiner Umweltbelastungen (Luft- und Gewässerschadstoffe, Eintrag von Umweltgiften in den Boden und damit in die Nahrungsketten), die durch langfristige technische und biologische Monitoring-Programme nachzuweisen sind. Wenn nicht wenigstens ein Teil der Umweltbelastungen zurückgeht, der möglicherweise Ursache des Arten- und Individuenrückganges ist, sind noch so schöne Entwicklungsziele nicht erreichbar. Als Beispiel soll nur der starke Rückgang der Gewässerverschmutzung in den Fließgewässern der Neuen Bundesländer in den letzten acht Jahren genannt werden; das Sterben der Großindustrie hat zu einer raschen Wiederbelebung schon totgeglaubter Fließgewässerzönosen geführt.

2. Auswahlkriterien

Welche Auswahlkriterien für Zielarten gibt es bzw. welche davon lassen sich im konkreten Fall zur Anwendung bringen? Welcher Aufwand muß betrieben werden bzw. welche Kenntnisse müssen zur Verfügung stehen, um ein Zielartenkonzept realistisch (realisierbar) erscheinen zu lassen?

Zunächst sollen die Auswahlkriterien für Zielarten allgemein und im Sinne einer Gefährdungsanalyse nach MARCOT ET AL. (1988) im Zusammenhang mit dem Planungsgebiet in der Gemeinde Friedenfels kurz diskutiert werden:

Gefährdungsgrad (überregional): Rote Liste Status, Chorologie - Hier liegen zum Teil (z.B. Flußperlmuschel) konkrete Untersuchungsergebnisse aus dem Gebiet vor, teilweise ist der Gefährdungsgrad nur summarisch über die Roten Listen ableitbar bzw. indirekt über die Lebensraumgefährdung feststellbar (wenn keine überregional bedeutsamen Arten vorkommen, dann sollte eine Auswahl regional bedeutsamer Arten vorgenommen werden).

Flächen- bzw. Raumananspruch: Arten mit höchstem Flächenanspruch (große Tiere, Topcarnivoren, Arten mit großem Aktionsradius) haben Vorrang vor denen mit niedrigstem Flächenanspruch; z.B. stehen als Planungsalternativen als Waldart zur Diskussion: zuerst Luchs, dann Schwarzstorch, dann Kleinspecht, dann Waldinsekten als Mitglieder der Zönose und evtl. Indikatorarten; jedoch tritt hier das Problem der Maßstabsebene auf, das bei regionaler Betrachtung großraumbeanspruchende Arten ausschließt bzw. das Arbeiten überregional erfordert.

Spezifische Habitatansprüche von Arten: Hauptgefährdungsursachen liegen in der Veränderung des Lebensraumes (Struktur, Nahrung, generelle Stoffbelastungen und daraus resultierende Veränderungen).

Vorhandensein von Schlüsselarten, deren Verschwinden das weitere Arten nach sich zieht (Beispiel Bachforelle und an den Kiemen der Bachforelle parasitierende Larven der Flußperlmuschel).

Arten, die nur in unserem geographischen Einflußbereich vorkommen (Gesamtlebensraum in Deutschland, sonst müssen internationale Maßnahmen bei Zugvögeln ergriffen werden - darunter würde z.B. der Schwarzstorch fallen).

Verfügbare Geldmittel zur Umsetzung (im Planungsgebiet nicht nachgefragt, Zielstellung war es, zuerst die Machbarkeit eines generellen Konzeptes zu prüfen).

Popularität der ausgewählten Zielarten (Probleme des Aberglaubens bezgl. Fledermausarten spielen z.B. immer noch eine Rolle).

Sind die *Habitatvoraussetzungen* im Sinne der Landschaftsausstattung mit entsprechenden Anteilen der benötigten Habitattypen gegeben (Bei sich ableitendem hohem Entwicklungs- oder Wiederherstellungsbedarf steigt der Mittelan-satz enorm!)?

Kommt die Art in der Region aktuell vor (Prüfen von Kartierungsunterlagen)?

Werden konkrete, im Zusammenhang mit Zukunftssicherung von Populationen stehende Auswahlkriterien benötigt, dann müssen auch die im Rahmen einer Gefährdungsgradanalyse zu erhebenden populationsbiologischen Parameter berücksichtigt werden. Dies betrifft unter anderem:

Die aktuelle Verbreitung und Abundanz einer Zielart im Landschaftsraum: Anzahl von Brutpaaren/Einzeltieren der Population im konkreten Gebiet und Zeitraum (z.B. Fortpflanzungsperiode).

Größe des bearbeiteten Gebietes (Habitat, Biotop) im Zusammenhang mit der Populationsgröße (Habitatkapazität)

Bestandsentwicklung der letzten Jahrzehnte: Trat bei den für die Zielartenliste in Frage kommenden Arten lokales oder regionales Aussterben auf, wenn ja wo und warum?

Lassen sich die folgenden Fragen für die Beurteilung der Populationsentwicklung in der Vergangenheit und Gegenwart hinreichend genau beantworten:

Gibt es Vorkommen (Populationen, Teilpopulationen) in der Nachbarschaft? Wie groß ist die Entfernung zum nächsten aktuellen oder ehemaligen Vorkommen; besteht die Möglichkeit von Neu- oder Wiederbesiedlungen aus der Umgebung?

Wie hoch ist der Raumananspruch des Individuums, der Sozial- und Reproduktionsgemeinschaft zum Überleben des Individuums; wie groß ist die kleinste Anzahl von Individuen, die eine funktionierende soziale oder reproduktive Einheit bilden?

Wie groß ist der Schwankungsbereich und der Mittelwert der Aktionsraumgröße ("home range") für die soziale und reproduktive Einheit und deren saisonale Veränderungen in Abhängigkeit von der Habitatqualität, dem tatsächlich genutzten Aktionsraum? Gibt es landschaftsbezogene räumliche Veränderungen des Aktionsraumes;

werden jedes Jahr dieselben Territorien besetzt (meist nur bei Wirbeltieren)?

Wie groß ist das gesamte in der Lebenszeit benötigte Gebiet ("life range") mit allen Spezialbedürfnissen und Nischendimensionen; gibt es dabei eine Überlappung zwischen Individuen; wie groß ist das Territorium, werden Nahrungs- oder Brutterritorien verteidigt, gibt es dabei Unterschiede in Geschlecht, Alter und sozialem Status?

Wie groß ist die absolute Populationsgröße (aus mehreren Jahren)?

Wie stellt sich der Populationsaufbau nach Alter und Geschlecht dar?

Wie stellt sich das Fortpflanzungssystem (Paarungs- und Brutsystem - Monogamie; Polygamie, Ortstreue, Brutpflege) dar?

Wie hoch sind die Fortpflanzungsrate, Überlebensrate, wann (in welchem Alter) tritt die erste und letzte Reproduktion auf, wie ist die Abhängigkeit der vorstehenden Variablen von Umweltvariablen (Qualität und Größe des Biotops)?

Wie hoch ist die effektive Populationsgröße?

Wie fällt die Schätzung des Inzuchtkoeffizienten innerhalb der Population aus, um Verluste genetischer Variation abschätzen zu können?

Wie ist das Verbreitungsverhalten innerhalb des Habitats bzw. der Population?

Wie ist die Struktur der Metapopulation aufgebaut (wenn es sich um eine solche handelt: ist die Art bereits in Teilpopulationen untergliedert, besteht Austausch, wie groß ist dieser, liegt Genaustausch vor? Wie groß sind Ein- und Auswanderungsraten?

Welche Interaktionen mit Konkurrenten, Räubern, Parasiten, Beutetieren oder Nahrungspflanzen bestehen? Welche davon wirken im Sinne von Schlüsselfaktoren?

Für die planerische Bearbeitung des Zielartenkonzeptes ist die Beantwortung folgender Fragen von Bedeutung:

Welche Habitatqualität wird von der Art benötigt? Welches ist bzw. war das Primärhabitat, welche Sekundärhabitats gibt es, wie groß sind die notwendigen Nischendimensionen? Wie ist die Art, Menge, Qualität und Anordnung von Mikrohabitats, die das Überleben und die Reproduktion fördern; existieren dabei jahreszeitliche Unterschiede?

Welcher Dynamik unterliegt das Habitat im Rahmen von Sukzession?

Wie kann die Größe, Zahl und Lagebeziehung der genutzten Habitats bezüglich der künftigen Entwicklung eingeschätzt werden?

Gibt es geeignete, aber nicht besetzte Habitats im Landschaftsraum? Wie können diese identifiziert werden?

Wie groß ist die Ausbreitungsfähigkeit der Art und wie groß darf der maximale Abstand zwischen geeigneten Habitats sein, damit Interaktionen stattfinden können?

Treten Isolationseffekte zwischen den Habitats infolge Fragmentierung der Landschaft auf? Besteht eine Barrierewirkung von natürlichen und anthropogenen Landschaftsstrukturen; welche Strukturen fördern den Austausch zwischen den Teilpopulationen?

Da sich viele dieser Fragen nicht einmal für eine Tierart des Gebietes um Friedenfelds mit hinreichender Genauigkeit beantworten lassen, um ein wissenschaftlich begründetes Zielartenkonzept für den Landschaftsraum zu erstellen, ist auch die Methode der Schnellprognose (MÜHLENBERG 1993) in die Diskussion einbezogen worden (ein erweitertes Projektwochenende und intensive Recherchen von Studenten in kurzer Zeit sind bestenfalls im Sinne einer schnellen überblicksmäßigen Situationserfassung zu betrachten).

Wenn über maximal ein halbes Jahr Literaturlauswertung, Informationssammlung, Umfragen und Bestandserfassungen durchgeführt werden, ist das Ergebnis im Sinne der eingangs gestellten Fragen meist unbefriedigend, und die notwendigen Aussagen lassen sich nicht erbringen. Fehleinschätzungen sind möglich.

Demgegenüber steht aber der oftmals zeitlich drängende Start von Schutzmaßnahmen oder eine dringliche Entscheidung zur Umweltverträglichkeit planerischer Maßnahmen, der eine Verschiebung der Maßnahme bis zur Abklärung der obengenannten Kriterien völlig unmöglich macht - es könnte sein, daß es nach 10 Jahren Grundlagenerhebung nichts mehr zu schützen oder zu entwickeln gibt, was sich als Habitat für Zielarten eignet.

Der Vergleich mit "ökologisch ähnlichen" Arten, Folgerungen aus allometrischen Gleichungen usw. wird immer Bauchschmerzen verursachen, ist wissenschaftlich nicht immer exakt und ersetzt vor allem nicht eine begleitende Forschung über einen längeren Zeitraum. Jedoch stellt dieser Bestandteil der Prognose die Verbindung zur planerischen Ebene her und erscheint notwendig, um die eingangs formulierten Ziele des Schutzes von Arten und Lebensräumen nicht auf noch allgemeinere, andere gesellschaftliche Ziele des Naturschutzes zu reduzieren, deren konkrete Umsetzbarkeit genauso problematisch erscheint.

Deshalb sollen beim Aufstellen einer *Regional Angepaßten Zielartenliste RAZ* (unter anderem durch Befragungen) alle Arten enthalten sein, die einerseits schutzwürdig oder schutzbedürftig sind und durch konkrete Maßnahmen geschützt werden könnten.

Dabei sollten vor allem Arten Aufnahme finden, deren Populationen unter natürlichen Bedingungen gesichert werden können. Kenntnisse der Populationsbiologie, die darauf schließen lassen, daß andere Arten von den Schutzmaßnahmen profitieren, sollten auf jeden Fall integriert sein.

Das alleinige Vorhandensein von Rote Liste - Arten (Kartierungsnachweis) bedeutet noch nicht Reproduktion der Art im Gebiet, heißt noch nicht langfristiges Überleben der Population oder Besiedlungsfähigkeit potentiell nutzbarer Biotope und sollte daher als Auswahlkriterium nicht überbewertet werden.

3. Regionale Angepaßte Zielartenliste für den Bereich der Gemeinde Friedenfels

Grundlage der Diskussion war die Auseinandersetzung mit dem Landschaftsplan der Kommune, mit Kartierungsergebnissen aus der Artenschutzkartierung Bayern und der faunistischen Rasterkartierung der Oberpfalz, spezifischer faunistischer Gutachten (Fledermäuse, Flußperlmuschel) sowie dem Anliegen der Kommune, der Forstverwaltung und ortsansässiger Planer, eine Abstimmung der Regionalentwicklung in naturverträglicher Weise vorzunehmen, wobei die mögliche Verwendung eines Zielartenkonzeptes im Bereich der Tierwelt nur einen kleinen Teil der Vorhaben darstellt.

Grundlage für die Auswahl des Artenspektrums war die Biotoptypenverteilung im Planungsgebiet; in der Reihenfolge ihrer Häufigkeit sind Waldbiotope (dominierend Nadelholz-Forste, aber auch Vorkommen mesophiler und bodensaurer Laubwälder; als Potentiell Natürliche Vegetation PNV sind im Landschaftsplan der Fichten-Tannenwald, Eichen-Tannenwald und der Zahnwurz-Tannen-Buchenwald angegeben sowie im Bereich der Fließgewässer-Ufer der Schwarzerlen-Ufer-Auwald), Wiesen (Glattwiesen, Borstgrasrasen), Feuchtwiesen und Naßwiesen sowie Streuwiesen (Reste von Fadenbinsenwiesen) inclusive Hochstaudenfluren in Naßbrachen sowie moorige Verlandungsbereiche an Weihern (Großseggenrieder) zu nennen.

Zur Diskussion stand eine Vorschlagsliste von Tiergruppen bzw. -arten, die aufgrund von Informationen aus dem Landschaftsplan sowie aus der Gemeinde bzw. aus Sicht der Studenten zusammengestellt wurde und die Grundlage für eine Regional Angepaßte Zielartenliste sein sollte.

Als Arten (bzw. Tiergruppen) unterschiedlicher Raumanspruchsebenen bzw. Mobilitätstypen wurden in eine Vorauswahl genommen:

Säugetiere

Luchs (*Lynx lynx*): Der Luchs ist eine Art, die im Planungsgebiet nicht als bodenständig zu kennzeichnen ist. Einzelne Nachweise in Bayern (Bayerischer Wald, Fichtelgebirge sind sicher oder wahrscheinlich auf Zuwanderungen aus dem Böhmerwald zurückzuführen, als Minimalareal wird eine Fläche von ca. 10.000km² angesehen. Voraussetzung für die Verwendung des Luchses als Zielart ist eine landesweite Akzeptanz und Entscheidung für den Luchs in Deutschland, die bisher nicht existiert. Eine Empfehlung für die Aufnahme in die Zielartenliste wurde nicht ausgesprochen.

Verschiedene Fledermausarten: (Braunes Langohr *Plecotus auritus* RL BY R, Graues Langohr *Plecotus austriacus* RL BY 2, Wasserfledermaus *Myotis daubentoni* RL BY R, Fransenfledermaus *Myotis nattereri* RL BY 2, Mausohr *Myotis myotis* RL BY 3, Breitflügel-Fledermaus *Eptesicus serotinus* RL BY 2, Zwergfledermaus *Pipistrellus pipistrellus* RL BY R, Nordfledermaus *Eptesicus nilssoni* RL BY 3). Der Kenntnisstand bezieht sich fast ausschließlich auf vorhandene Quartiere; Gesamtlebensräume sind für das Gebiet unzureichend bekannt, die Populationsentwicklung ebenfalls. Im Bereich der Sommer- und Winterquartiere sowie ihrer Jagdgebiete lassen sich Fledermauspopulationen verschiedener Arten als Zielarten einsetzen (Teillebensräume befinden sich in unterschiedlichen Biotoptypen), eine regionale Gesamthabitatbetrachtung und Untersuchung ist jedoch unabdingbar. Die Populationsentwicklung läßt sich über die Quartierbegehungen kontrollieren, sofern Sommer- bzw. Winterquartiere bekannt sind. Gute Ansätze sind mit der Studie zur Fledermausfauna des Steinwaldes (ANUVA 1996) gelegt.

Vögel

Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) RL BY 1: Es existiert keine Aussage im Landschaftsplan. Forst und Jagd sind interessiert an der Erhaltung und Verstärkung von Auerhuhnpopulationen. Die Habitatansprüche sind aus der Literatur gut bekannt. Es stellt sich die Frage nach einem zusammenhängendem Waldgebiet entsprechender Biotopstruktur, geringer Zerschneidung und Störungsintensität mit entsprechend großer Minimalpopulation. Dafür kommt nur der Steinwald in Betracht. Probleme sind die ständig bundesweit abwärtsgehende Populationsentwicklung, die teilweise über Aufzucht- und Auswilderungsprogramme gestoppt werden soll. Wenn überhaupt, muß das Auerhuhn überregionale Zielart sein, auch über das Gebiet des Landschaftsplanes hinaus, sonst besteht keine Aussicht auf Erfolg. Besser wäre hier ein eigenes Artenhilfsprogramm, das sich durch die hohe Popularität der Art insbesondere bei den Jägern auch etablieren läßt.

Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) RL BY 2: Als Bewohner von Biotopkomplexen mit ausgesprochen hohem Raumanspruch (1 Brutpaar auf 3-4km²), ist die Eignung als Zielart im regionalen Bereich in Frage gestellt, da Modellrechnungen von SACHTELEBEN ET AL. (1997) ein Minimalareal für eine überlebensfähige Population von 510-680km² ergeben haben. Die Habitatansprüche sind gut bekannt, die Akzeptanz der Art in der Öffentlichkeit scheint sicher. Überlegungen für die Einbeziehung in ein Zielartenkonzept als Top-Art müssen aber überregional sein.

Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) RL BY 2: Im Bereich der Naßbrachen und Streuwiesen als Zielart denkbar, Raumanspruch regional 40-100ha, im Zusammenhang mit extensiver Grünlandbewirtschaftung einbeziehbar.

Domgrasmücke (*Sylvia communis*) RL BY 3: Als Art der halboffenen Gebüschlandschaft mit entsprechender Abhängigkeit von Habitatstruktur und Nahrungsressourcen mögliche Zielart; aufgrund des unauffälligen Aussehens und der versteckten Lebensweise kaum bekannt und populär in der Bevölkerung. Minimalareal nach Angaben von SACHTELEBEN ET AL. (1997) 2-56km²

Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) RL BY 3: Habitatschema gut bekannt, durch die Jägerschaft unterstützt (Steigerung der Populationsdichte zum Zweck der Bejagung ist erwünscht; die aktuelle Diskussion um die Art zeigt jedoch tiefe Interessenkonflikte zwischen Naturschutz und Jagd). Lokal und regional erscheint eine Verwendung als Zielart jedoch nicht so erfolgversprechend wie eine übergreifende Betrachtungsweise insbesondere im Zusammenhang mit Fragen der Waldentwicklung in einem größeren Landschaftsraum.

Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) RL BY V: Erscheint zwar als mögliche Zielart für den Bereich des Steinwaldes mit zusammenhängenden Nadelforsten, sollte jedoch auf Grund der hohen Raumanprüche im Populationsmaßstab nur überregional eingesetzt werden.

Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) RL BY V: Vorkommen sehr stark abhängig von Waldbewirtschaftung und Struktur (insbesondere Nadelwälder); ähnlich wie die vorhergehende Art relativ hoher Raumanpruch (ein Brutpaar ist noch keine funktionierende Population). Eher in überregionale Konzepte einzubinden, bei allen Nachtgreifvögeln bestehen außerdem immer noch Akzeptanzprobleme in Teilen der Bevölkerung.

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*): Bewohner von Althölzern, große Räume beanspruchend (2-4km²) derzeit nicht gefährdet, bedingt geeignet als Bestandteil der RAZ.

Kolkrabe (*Corvus corax*): Zur Zeit expansive Art mit großem Raumanpruch, bedarf keiner Förderung, ohne Gefährdung. Sollte nicht in die RAZ aufgenommen werden.

Reptilien

Kreuzotter (*Vipera berus*) RL BY 2: Als Besiedler von Mosaiken trockener offener und mooriger Flächen wäre die Kreuzotter eine geeignete Zielart, jedoch bestehen Schwierigkeiten mit der Akzeptanz.

Mollusca

Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) RL BY 1: Geeignete Zielart für eine intakte Fließgewässerzönose (mit Bachforelle) im Bereich der Gebirgsbäche, ein entsprechendes Kartierungs- und Monitoringprogramm läuft bereits; eine der wenigen Arten mit besserer Datenlage; klare Entwicklungsziele ließen sich formulieren.

Libellen

Blaufügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) RL BY 3: Besiedelt saubere sauerstoffreiche kleine Fließgewässer; im Zusammenhang mit Fließgewässerrenaturierungs- oder -schutzprogrammen sinnvolle Aufnahme in eine Zielartenliste.

Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) RL BY V: Nicht so anspruchsvoll wie die vorige Art, besiedelt langsam fließende relativ saubere kleine bis größere vegetationsreiche Fließgewässer. Sie ist überwiegend von der Gewässergüte abhängig und eignet sich damit ebenso als Bestandteil für eine Zielartenliste.

Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltoni*) RL BY 3: Besiedelt saubere kleine schnellfließende Fließgewässer, im Zusammenhang mit Fließgewässerrenaturierungs- oder -schutzprogrammen sinnvoll einbeziehbare Art.

Heuschrecken

Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophos stridulus*) RL BY 2: Geeignete Zielart für deckungsarme, offene, trockenere Standorte, lokal und regional. Eine Reihe aktueller Vorkommen um Friedenfels weisen auf die besondere Bedeutung der Art als möglicher Ausgangspunkt für die Wiederbesiedlung ehemaliger Habitate hin. Die leicht kenntliche Art sollte auch von der Akzeptanz her geeignet sein.

Sumpfschrecke (*Mecostetus grossus*) RL BY 3: Im Gebiet aktuell kartierte geeignete Zielart für Feuchtwiesen. Ihr Vorkommen steht im engen Zusammenhang mit der extensiven Bewirtschaftung der Flächen.

Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) RL BY 2: Wie die vorige geeignete Zielart für Feuchtwiesen im Zusammenhang mit Bewirtschaftung. Die verwandte Art *C. discolor* weist Minimalareale von 0,2 -5ha auf.

Schmetterlinge

Skabiosen-Schneckenfalter (*Euphydryas aurinia*) RL BY 2: Geeignete Zielart für Feuchtwiesen aber auch trockene Wiesenbereiche (es gibt zwei Ökotypen) im Zusammenhang mit deren Bewirtschaftung.

Lilagoldfalter (*Palaeochrysophanus hippothoe*) RL BY 3: Geeignete Zielart für Feuchtwiesen im Mittelgebirge im Zusammenhang mit extensiver Bewirtschaftung.

Trauermantel (*Nymphalis antiopa*) RL BY 3: Geeignet als Zielart für die Erhaltung bzw. Entwicklung von naturnahen Waldsäumen/Waldmänteln mit entsprechendem Vorkommen von Birken.

4. Diskussion

Entsprechend der im Planungsgebiet vorhandenen Biotoptypen ließen sich nach Literatur- und Informationssichtung für nahezu jeden Biotoptyp des Gebietes um Friedenfels bedrohte bzw. gefährdete

Tierarten finden, deren Habitatschema relativ gut bekannt ist, deren Raumannsprüche grob abgeschätzt werden können bzw. modelliert worden sind (vgl. SACHTELEBEN ET AL.1997) und die bei den Insektentaxa, den Mollusca, den Reptilien und den Singvogelarten eine Zuordnung zu einer Regional Angepaßten Zielartenliste auf Grund ihrer Raumannsprüche möglich erscheinen lassen. Dies trifft bedingt auch noch auf die Fledermäuse zu.

Für die große Landschaftsräume beanspruchenden Arten wie z.B. den Schwarzstorch ist eine Einbindung in überregionale Zielartenkonzepte bzw. eine dem Zielartenkonzept entsprechende Biotopsicherung über Artenschutzprogramme für besonders bedrohte oder in der Öffentlichkeit besonders hohe Akzeptanz findende bedrohte Arten zu realisieren.

Am Ende der Diskussion in der Projektgruppe stand die Einsicht, daß die Erstellung eines fundierten Zielartenkonzeptes weitaus mehr Kenntnisse benötigt, als uns derzeit zur Verfügung stehen (vgl. Fragenkatalog unter Pkt. 2) und die entsprechenden Antwortlücken nur teilweise aus der Literatur gedeckt werden können. Eine Forschung im Sinne populationsbiologischer und populationsökologischer Aufklärung stenöker Tierarten oder solcher mit engen Bindungen an komplexe Habitate sollte (mit regionalem Bezug) stärker fortgeführt bzw. initiiert werden. Über Langzeituntersuchungen insbesondere auch zur Populationsdynamik müssen dringend weitere Basisdaten erhoben werden, die unter anderem zur Erarbeitung von Zielartenkonzepten genutzt werden können. Bis dahin wird die Erarbeitung von Zielartenkonzepten zwar nicht warten können, aber der Anteil von Empirie in diesem Teil einer naturschutzfachlichen Planung wird in der Zukunft zurückgedrängt werden durch fundierte Kenntnisse der Populationsentwicklung, der Habitatnutzung durch die Arten und die Kontrolle der Wirkung vorgeschlagener und durchgeführter Maßnahmen, die daraus resultieren. Damit werden auch Maßnahmenkorrekturen besser möglich, falls Fehleinschätzungen nicht zum gewünschten Ergebnis führen. Nicht zu unterschätzen ist der Beitrag der Modellierung von Vorgängen und Prozessen innerhalb von Populationen.

Beitrag der Projektgruppe zum Thema Zielartenkonzept im Landschaftsraum Friedenfels ist im Endeffekt eine kommentierte Vorschlagsliste mit Hinweisen und Empfehlungen für eine Regional Angepaßte Zielartenliste sowie Hinweisen für überregionale Schutzbemühungen.

Literatur

Ausgewählte Kartierungsunterlagen der Artenschutzkartierung Bayern (unveröff.).

Ausgewählte Kartierungsunterlagen Rasterkartierung der Regierung der Oberpfalz (unveröff.).

ANUVA (1996):

Fledermausfauna des Steinwaldes.- (unveröff. Gutachten).

HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1994):

Flächenbedarf von Tierpopulationen.- 3. Aufl., Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 1, Jülich.

JEDICKE, E. (Hrsg.1997):

Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern.- Ulmer, Stuttgart.

SCHIMMEL, E.; A. STROHN & P. ZIMMERMANN (1993):

Landschaftsplan Friedenfels.- unveröff. Gutachten.

MARCOT, B.C.; R. HOLTHAUSEN & H. SALWASSER (1988):

An Assesment Framework for Planning for Viable Populations Manuscript 43.- In: MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie, 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg/Wiesbaden.

MÜHLENBERG, M. (1993):

Freilandökologie.- 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg/Wiesbaden.

SACHTELEBEN, J. & W. RIESS (1997):

Flächenanforderungen im Naturschutz. Ableitung unter Berücksichtigung von Inzuchteffekten I. Teil; Das Modell.- Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (11): 336-334.

SCHMIDT & WENZ (1996):

Dauerbeobachtung ausgewählter Perlmuschelbestände.- (unveröff. Gutachten).

SETTELE, J. (1998):

Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis.- Teubner, Stuttgart/Leipzig.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. habil. Norbert Grosser
Dipl.-Ing. (FH) Bernhard Rötzer
Fachhochschule Erfurt
Fachbereich Landschaftsarchitektur
Leipziger Str. 77
D-99085 Erfurt
e-mail: grosser@la.fh-erfurt.de

Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten

- dargestellt am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön

Michael ALTMOOS

1. Einleitung und Problemstellung

Der Schutz ausgewählter Tier- und Pflanzenarten in ihren Lebensräumen sowie die Erhaltung und Entwicklung der Artenvielfalt wird als Artenschutz verstanden und gehört zu den klassischen Aufgaben des Naturschutzes. Im vorliegenden Beitrag erfolgt eine pragmatische Beschränkung auf Tierarten (= zoologischer Artenschutz). Die Übertragung aller Begriffe und Aussagen des Artikels auf Pflanzenarten muß gesondert geprüft werden.

Jahrzehntlang wurden durch Liebhaber oder Fachleute bestimmter Tiergruppen meist subjektiv Arten ausgewählt, denen besondere Schutzanstrengungen zuteil wurden. Solche vorrangig zu schützenden Arten stellen "Zielarten" dar, ohne früher explizit so bezeichnet worden zu sein. Der Begriff "Zielart" (engl. target species) wurde im deutschsprachigen Raum aufbauend auf nordamerikanischen Konzepten zunächst von HOVESTADT ET AL. (1991) und RECK ET AL. (1991) aufgegriffen und mit Auswahlkriterien definiert. Da in der vielgestaltigen Kulturlandschaft Mitteleuropas der stellvertretende Schutz nur weniger Arten aber nicht ausreichen kann, wurden in der letzten Zeit "Zielartensysteme" entwickelt, die je nach Autor etwas unterschiedlich definiert werden (z.B. RECK ET AL. 1994; MÜHLENBERG ET AL. 1996; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997; ALTMOOS 1997a; WALTER ET AL. 1998). Sie alle haben als "Zielartenkonzepte" das Ideal, über den Schutz ausgewählter Arten die Biodiversität eines Bezugsraumes zu bewahren oder weiter zu entwickeln und somit die Aufgaben des Artenschutzes möglichst umfassend zu erfüllen.

Aktuell erfährt der Begriff Zielart zusammen mit Leit- und Zeigerarten eine geradezu inflationäre Verwendung. Häufige Begriffsmissverständnisse und unterschiedliche Anwendungen im Naturschutz sind die Folge (hierzu vgl. ZEHLIUS-ECKERT sowie weitere Beiträge in diesem Band). Die Spannbreite reicht von der Verwendung von Zielartenkonzepten als plakative und alleinige Strategie des Naturschutzes bis zu deren völliger Ablehnung. Die Kritik beruht meist auf einer begründeten Skepsis gegenüber einer Strategie, die nur wenige Arten berücksichtigt, verbunden mit einer Unsicherheit bei der Ableitung geeigneter Zielarten. Es ist somit unklar, welche Erfordernisse und Möglich-

keiten der Einsatz von Zielarten innehat, und welche konzeptionellen Grenzen damit verbunden sind.

Zur Klärung werden Konzeptentwicklung und Praxiserfahrungen aus dem Modellprojekt "Zoologischer Artenschutz im Biosphärenreservat Rhön" herangezogen, ein Projekt der HESSISCHEN GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ (HGON) und der ZOOLOGISCHEN GESELLSCHAFT FRANKFURT VON 1858 e.V. - HILFE FÜR DIE BEDROHTE TIERWELT (ZGF) mit Teilunterstützung der STIFTUNG HESSISCHER NATURSCHUTZ: Angesichts früherer Mißerfolge und Unsicherheiten im Artenschutz wurde vom Autor seit September 1996 für das gesamte Biosphärenreservat Rhön modellhaft ein regionales Zielartenkonzept entwickelt, das bisher bekannte Arbeiten zu Zielartenkonzepten zusammenführt und in Teilen erweitert. Dabei wird ein methodischer Rahmen zur Auswahl von Zielarten und Zielartensystemen erarbeitet. Bereits bestehende und bekannte Maßnahmenkonzepte des Artenschutzes werden neu verknüpft, so daß ein regionsbezogenes Gesamtverfahren der Zielbestimmung und Maßnahmenableitung entsteht. Erste Erfahrungen mit der praktischen Umsetzung liegen vor. Die Grundzüge wurden an anderer Stelle bereits ausführlich begründet und diskutiert (ALTMOOS 1997a), weshalb sie hier nur verkürzt dargestellt sind. Schwerpunkt und Aufgabenstellung dieses Beitrags ist es, darauf aufbauend die Erfordernisse, Möglichkeiten und Grenzen von Zielartenkonzepten unter besonderer Berücksichtigung der bislang oft verkannten Flexibilität herauszustellen.

2. Bezugsräume und Begriffskonzepte

2.1 Regionen als Bezugs- und Handlungsräume

Natur- und Artenschutz muß zum Schutz der globalen Artenvielfalt und wandernder Tierarten grundsätzlich großräumig und international agieren. Zugleich ist für viele Teilaufgaben aber eine überschaubare Raumebene erforderlich, die konkrete Zielbestimmungen, Handlungen und Erfolgskontrollen ermöglicht. Daher erfolgt die Abgrenzung von Regionen als fachlich sinnvolle und überschaubare Bezugs- und Handlungsräume.

Regionen sollen sinnvollerweise als Großnaturräume oder Wassereinzugsgebiete abgegrenzt werden (z.B. in Baden-Württemberg: KRAHL & MARX 1996, WALTER ET AL. 1998). Sie können aber auch als einheitliche Problemräume des Naturschutzes innerhalb eines größeren Naturraumes verstanden werden, sofern sie wie etwa Bergbaufolgelandschaften mehrere Lebensraumtypen umfassen können und große Flächen einnehmen (z.B. Region "Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig", ALTMOOS & DURKA 1998). Die Definition von Regionen nur nach einem Lebensraumtyp darf nicht erfolgen, da sonst viele räumlich-funktionale Wechselwirkungen für Tierarten unberücksichtigt bleiben.

Eine allgemeingültige Definition der Größe von Regionen kann es nicht geben, da großräumige oder kleinflächige topographische Eigenheiten von Landschaften in Mitteleuropa über Regionsabgrenzungen mitentscheiden. Als Empfehlung sollte die Untergrenze von Bezugsregionen aber mindestens 100 km² betragen. Unterhalb dieser Grenze können zu viele Natur- oder Nutzungszyklen eines Raumes nicht ablaufen. Die genaue Begrenzung kann oft nicht kilometergenau und starr festgelegt werden und ist daher eher fließend, sowie meist pragmatischer Natur. Eine Abgrenzung von Regionen nur nach Verwaltungsgrenzen (Kommunen, Landkreise, Bundesländer) darf für die Zielermittlung im Naturschutzes nicht erfolgen, da sich Artvorkommen und Populationen bekanntlich nicht an politische Grenzen halten und allein von natürlichen Gegebenheiten abhängen. Die Populationen des Birkhuhnes in der bayerischen Rhön müssen beispielsweise in Zusammenhang mit den Vorkommen in der Thüringer und Hessischen Rhön gesehen werden, sonst drohen Fehlschlüsse in der Bestandsbeurteilung und Maßnahmenableitung (vgl. MÜLLER 1996). Erst nach einer fachlichen Gesamtschau einer Region mit Zielfestlegung auf dieser Raumebene, müssen sich Umsetzungsschritte an die jeweiligen Verwaltungseinheiten anpassen.

Mit Regionen als natürlichen Bezugsräumen wird im Naturschutz ein zu eng auf einzelne Flächen beschränkter Blickwinkel zugunsten des Überblickes auf einen Gesamttraum erweitert: Mit den in den letzten Jahren erarbeiteten Modellvorstellungen von Metapopulationen (aktuelle Übersicht z.B. HANSKI 1996; REICH & GRIMM 1996) und dem Wissen um die Bedeutung großräumig ablaufender Prozesse (z.B. natürliche Prozesse wie Mosaik-Zyklen: REMMERT 1991; SCHERZINGER 1996; Nutzungszyklen wie Wanderschäfererei, z.B. FISCHER ET AL. 1995) sollten ausschließliche Einzelflächenbetrachtungen der Vergangenheit angehören. Viele Einzelflächen enthalten nur eine Teilpopulation oder einen Teillebensraum innerhalb einer regionalen Metapopulation oder eines natürlichen Lebensraumsystemes. Ein einzelner Tümpel, der gerade verlandet und bisher schützenswerte aquatische Arten enthielt, muß zugunsten dieser

Arten nicht offen gehalten werden, wenn im gleichen Gesamttraum noch andere geeignete Wasserflächen bestehen oder neu entstehen dürfen (vgl. MARABINI, in diesem Band). Der Verlandungsprozeß ermöglicht ein künftiges Vorkommen schutzwürdiger Organismen anderen Anspruchstyps, die ebenfalls zum Potential der Region gehören, aber deren Vorkommen sonst unterdrückt würde. Der eng begrenzte Blickwinkel nur auf einen Einzeltümpel ist dann sogar schädlich. Die Bedeutung einer Einzelfläche in der Region ergibt sich generell erst aus dem Bezug zur Gesamtregion. Die Eigenart der gesamten Region und die mögliche "regionsangepaßte" Biodiversität ist ein allgemein anerkanntes Schutzziel und kann wiederum erst im überregionalen Vergleich genauer ermittelt werden (vgl. HEIDT ET AL. 1997).

Als Modellregion, um Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Zielarten herauszuarbeiten, wird das Biosphärenreservat Rhön herangezogen. Es orientiert sich an den Grenzen eines Großnaturraumes und umfaßt als internationale Modellregion der UNESCO ca. 1.850 km². Die Region enthält eine besonders vielgestaltige Mittelgebirgs-Kulturlandschaft mit eingestreuten Naturlandschaftsresten und besitzt eine hohe Biodiversität. Der Raum verteilt sich auf die drei Bundesländer Bayern, Hessen und Thüringen mit jeweils mehreren Landkreisen und besitzt daher eine in sich heterogene politische Ausgangslage. Eine Aufarbeitung der wichtigen naturräumlichen Grundlagen und ein Entwicklungskonzept für das gesamte Biosphärenreservat Rhön liegt bereits vor; damit verbunden ist, wie in jedem Biosphärenreservat, eine Zonierung in verschiedene Teilhandlungsräume (GREBE 1995; vgl. auch Abb. 1).

Hier bestehen im Artenschutz auch für andere Regionen typische Ausgangsbedingungen, sowie konzeptionelle und praktische Defizite. Die daraus mitresultierenden Mißerfolge im Natur- und Artenschutz schmerzen angesichts der hohen vorhandenen Biodiversität besonders (MÜLLER 1997). Daran knüpft modellhaft die im folgenden geschilderte regionalisierte Anpassung und Weiterentwicklung von Zielartenkonzepten an.

2.2 Begriffsklärung: Zielarten, Leitarten, Zeigerarten

Um Mißverständnisse zu vermeiden erfolgt eine Definition der hier verwendeten Begriffe. Dies soll die vielfältige und für die Praxis oft müßige Begriffsdefinition nicht in den Vordergrund rücken; jedoch gilt es die hier verwendeten Begriffe klar zu definieren (vgl. auch Tab. 1).

- *Zielarten* sind alle ausgewählten Arten, die vorrangig zu erhalten und zu fördern sind (verallgemeinert nach HOVESTADT ET AL. 1991, RECK ET AL. 1994). Ihre Auswahl erfolgt nach naturschutzstrategischen Kriterien und deren Kombination, die den Begriff genauer festlegen. Zielarten sollen derart ausgewählt werden, daß beim Schutz ihrer Lebensräume möglichst viele wei-

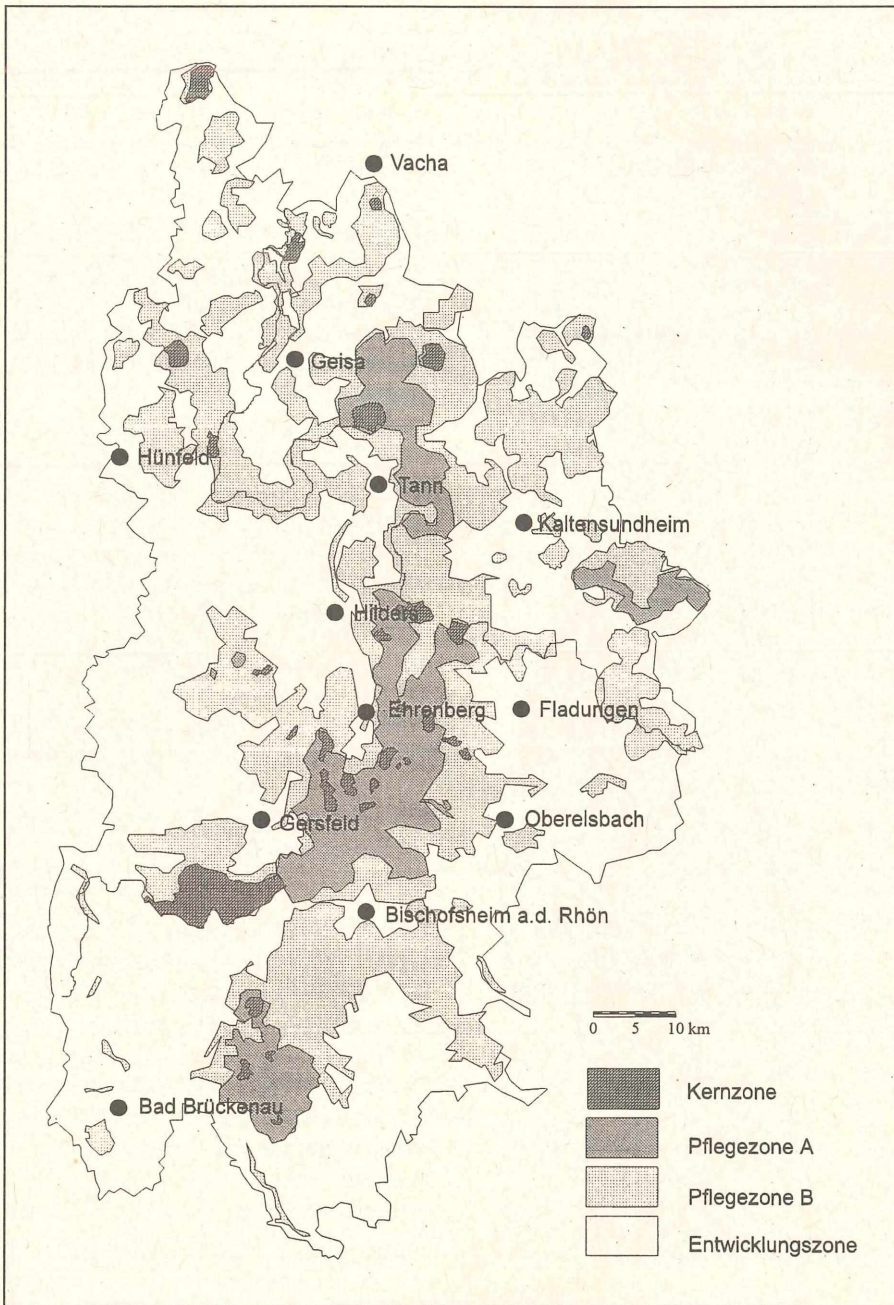


Abbildung 1

Die Modellregion Biosphärenreservat Rhön: Ein Großnaturreaum als überschaubarer und fachlich sinnvoller Bezugs- und Handlungsraum, der sich über mehrere Teilnaturräume, Bundesländer und Landkreise erstreckt (ca. 185.500 ha). In den Kernzonen (insgesamt ca. 4.000ha = 2%) sollen keine Nutzungen erfolgen. Die Pflegezonen A und B enthalten in abgestufter Bedeutung die wichtigsten Kulturökosysteme, die ressourcenschonend und für (Arten-)Schutzziele genutzt oder gepflegt werden sollen (A: ca. 14.000 ha = 8%, B: ca. 53.000 ha = 30%). Die Entwicklungszone umfaßt intensiver genutzte Agrarräume, Wälder und den Siedlungsraum (ca. 107.000 ha = 60%). Dort sollen Natur- und Artenschutzmaßnahmen in eine sogenannte "nachhaltige" Regionalentwicklung einbezogen werden (Zeichnung: HGON 1997, verändert nach GREBE 1995).

tere Arten und weitere Naturgüter mitgeschützt werden. Die Schutzmaßnahmen werden auf die Umwelt- und Lebensraumbedingungen gerichtet, die von den Zielarten benötigt werden. Die Auswahl von Zielarten stellt ein *Bewertungsverfahren* dar, das als normativer Schritt auf naturwissenschaftlichen Kenntnissen aufbaut, aber auch Auswahlkriterien anderer Wissenschaftsbereiche (z.B. der Soziologie) enthalten kann, die

Naturschutz stützen. Der Anspruch einer Bewertung kann nicht wie in der Naturwissenschaft die Erarbeitung einer "objektiven" Wahrheit sein, sondern Bewertungen sollen aufbauend auf Grundlagenwissenschaften eine größtmögliche naturschutzfachliche Begründung, Logik, Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit der normativen Schritte beinhalten (vgl. Übersichten von z.B. PLACHTER 1994; WIEGLEB 1997).

Tabelle 1

Definition, Unterscheidung und Verwendung von Begriffen. Das grau unterlegte Begriffskonzept der Zielarten wird aufgrund seiner Direktheit als Hauptkonzept des regionalisierten zoologischen Artenschutzes angesehen.

Begriff	Zielart	Leitart (= „Charakterart“)	Zeigerart (= Indikatorart)
Kurzdefinition	Die in einer Region vorrangig zu schützende Art(en) erweitert nach HOVESTADT et al. (1991), RECK et al. (1994)	Für einen Landschaftsausschnitt repräsentative (typische, stetige) Arten nach FLADE (1994)	Arten, die durch ihre Anwesenheit, Populationsgröße oder Verhalten zuverlässig und gegenüber anderen Meßmöglichkeiten einfacher meßbar über komplexe Umweltgrößen oder Wirkungen Auskunft geben. (Indikatordefinitionen)
Stellung in der Zielermittlung im Artenschutz	Hauptkonzept aufgrund seiner Direktheit direkte Leitbilder des Artenschutzes	ergänzend (Bewertungsfragen) daraus indirekte Ableitung von Zielen möglich (z.B. aufgrund des Fehlens solcher Arten)	ergänzend (Detailfragen)
Blickwinkel	Autökologisch: Arten und deren Umwelt- und Lebensraumansprüche	Raumbezogen: zuvor abgegrenzte Raumeinheiten	Problemorientiert: definierte Fragestellungen
Auswahl	Bewertung mit naturschutzstrategischen Kriterien	naturwissenschaftliche beschreibende Analyse, anknüpfende normative und klassifizierende Schwellenwerte	naturwissenschaftliche kausale Analyse (Test).

- *Leitarten* ("Charakterarten") sind Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in anderen Landschaftstypen (FLADE 1994). Dazu ist zunächst die Region nach Landschaftstypen einzuteilen, denen dann "Leitarten" als für sie repräsentative Arten zugeordnet werden. Gegenüber Zielartenkonzepten, in denen den Arten erst sekundär ihre benötigten Lebensräume zugeordnet werden, stellt dies das genau umgekehrte Vorgehen dar. Die Ermittlung von Leitarten stellt aufbauend auf einer normativen Landschaftsgliederung eine ökologische beschreibende Analyse dar. Mit klassifizierenden Schwellenwerten zur Stetigkeit der Art erfolgt ein normativer Schritt. Im Nachgang an die Ermittlung von Leitarten kann auch eine weitere Bewertung anschließen, indem aus Leitarten nach bestimmten Kriterien (z.B. Artenfehlbeträ-

ge, Mindest-Artenspektrum) Zielarten konstruiert werden.

- *Zeigerarten* (synonym "Indikatorarten i.e.S.") sind Arten, die durch ihr Vorkommen oder bestimmte Lebensäußerungen auf Umweltzustände schließen lassen, die sonst nicht sichtbar oder nicht einfacher direkt meßbar sind (vgl. RIECKEN 1992 und verschiedene "enge" Indikatordefinitionen). Zeigerarten werden bedarfsweise in Abhängigkeit einer definierten Fragestellung als Meßinstrumente herangezogen. Ihre Auswahl ist das Ergebnis naturwissenschaftlicher Kausalforschung. Wie auch Leitarten können aus ihnen sekundär in einem Bewertungsschritt Ziele abgeleitet werden.

Andere im Umlauf befindliche Begriffe können entweder als Synonyme in dieses Begriffssystem eingeordnet werden, sind als Unterbegriffe aufzufassen oder in ihrem Nutzen für Konzepte und Handlungen

des Artenschutzes fraglich.

Die Begriffe Zielarten, Leitarten und Zeigerarten enthalten unterschiedlichen Eigenschaften und Ausagemöglichkeiten, die sich zwar ergänzen können, aber doch getrennt voneinander verwendet werden müssen. Zielarten können gleichzeitig Leitarten und Zeigerarten sein und umgekehrt; eine Zwangsläufigkeit besteht aufgrund der unterschiedlichen Definitionen, Aussagen und Kriterien aber nicht.

Alle drei Begriffe stellen grundsätzlich taugliche und *gleichwertige* Instrumente zur Zielbestimmung und Bewertung im Artenschutz dar, die fachlich aufeinander abgestimmt für verschiedene Aufgabenstellungen des Artenschutzes in einer Region zum Einsatz kommen sollten (vgl. ZEHLIUS-ECKERT, in diesem Band). Aufgrund der Direktheit des Ausdruckes "Zielarten" für die regionsbezogene Zielableitung werden Zielarten als begriffliches Hauptkonzept im Artenschutz im folgenden genauer ausgeführt; die anderen Begriffe treten dazu in den Hintergrund.

3. Regionsbezogene Zielbestimmung: Auswahl von Zielarten und Zielartensystemen

3.1 Methodischer Rahmen für die Auswahl von Zielarten und Variationsmöglichkeiten

Für die Auswahl von Zielarten gibt es bereits zahlreiche Kriterien. Die im folgenden dargestellten eigenen Entwicklungen sollen nicht ein weiteres "neues" Auswahlverfahren neben die bestehenden stellen, sondern vorliegende Kriterien (z.B. HOVE-STADT ET AL. 1991; RECK ET AL. 1991, 1994; VOGEL ET AL. 1996; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997) zusammenführen und mit Begründungen abändern oder erweitern. So wird ein *methodischer Rahmen für die Zielartenauswahl* aus "Auswahlkriterien" und "Einzelkriterien" angeboten, der je nach Aufgabenstellung variiert und konkretisiert werden kann (Abb. 2).

Ausschlusskriterien für Zielarten sind diejenigen bereits eingeführten Kriterien (oberer Autoren), die für eine Eignung einer Art als Zielart erforderlich sind und die alle zugleich erfüllt sein müssen. Zudem können Kriterien hinzutreten, die nicht für jede Aufgabenstellung sinnvoll sind, die aber bei ihrem Einsatz als Ausschlusskriterien benutzt werden können. Die Kriterien wurden an anderer Stelle ausführlich diskutiert und teilweise gegenüber der Ursprungsdefinition erweitert (ALTMOOS 1997a):

1. Zielarten müssen in der Bezugsregion *heimisch* sein, d.h. sie müssen hier aktuell vorkommen oder von selbst einwandern können.
2. Zielarten müssen durch Fachleute *methodisch gut erfassbar* sein (z.B. Bestimmbarkeit ohne Genitalpräparation). Damit verbunden ist das erforderliche Vorhandensein grundlegender Kenntnisse zur Morphologie, Phänologie, Lebenswei-

se und Ansprüchen der Tierart (z.B. HOVE-STADT 1991; RECK ET AL. 1991), ohne dabei aber umfangreiches Detailwissen zur Autökologie unbedingt bereits besitzen zu müssen; die Kenntnisse sollen besonders bei einer Eignung als Zielart kontinuierlich verbessert werden.

3. Zielarten müssen in der Region unter Berücksichtigung der aktuellen und möglichen Landnutzung und Umweltbedingungen eine *wirkliche Überlebenschance* aufweisen. Arten, die in der Region nur noch wenige Individuen aufweisen, im Aussterben begriffen sind und nur sporadisch in der Region vorkommen können, sollen als Zielarten ausgeschlossen werden. Im Zweifelsfall muß das Kriterium bis zum Vorliegen genauer Forschungsergebnisse großzügig gehandhabt und es dürfen strittige Tierarten hier nicht voreilig ausgeschlossen werden (z.B. Birkhuhn in der Rhön). Auch Großtierarten, die aufgrund ihres großen Raumanspruches in Regionen keine allein überlebensfähigen Populationen aufbauen können, dürfen nicht ausgeschlossen werden (z.B. Schwarzstorch): Für eine kleine Teilpopulation kann eine Region wichtige Teilverantwortung innehaben und zur überregionalen Erhaltung wesentliche Teilbeiträge liefern; für Maßnahmenableitung und Erfolgskontrolle sind dann jedoch auch benachbarte Regionen und überregionale Verhältnisse zu berücksichtigen.
4. Die Zielart soll einen deutlichen *"Mitnahmeeffekt"* für andere Arten bei auf sie bezogenem Lebensraumschutz aufweisen (engl. "umbrella effect"). Abgebildet wird dies durch die Eigenschaft einer Tierart, besonders *komplexe Ansprüche und Nutzungen in ihrem Gesamtlebensraum* aufzuweisen. Der Mitnahmeeffekt ist getrennt für verschiedene Raumebenen zu betrachten (vgl. Abb. 3): Beispielsweise besitzt die Sumpf-Heuschrecke *Stetophyma grossum* komplexe Habitatsansprüche innerhalb von Feuchtwiesen (= "spezifische Indikation in einem Lebensraum"). Ihr Mitnahmeeffekt für weitere Wirbellose der Feuchtwiesen darf aber nicht mit dem Mitnahmeeffekt einer Großvogelart verglichen werden. Großvögel benötigen völlig verschiedene Lebensräume in der Gesamtlandschaft, ohne in den Teillebensräumen auf viele spezifische Qualitäten angewiesen zu sein (= "unspezifische", aber großflächige Indikation, z.B. Rotmilan). Beide Artbeispiele besitzen Mitnahmeeffekte für andere Arten gleicher und darunterliegender Raumebene, wenn der Lebensraum für sie erhalten und entwickelt wird; ihre Mitnahmeeffekte können aber nicht durch die Arten anderer Raumebenen vollständig berücksichtigt werden.
5. Zielarten sollen *attraktiv* oder als attraktiv darstellbar sein. Mitteleuropa besitzt jedoch nur sehr wenige große und farbige Arten, weshalb

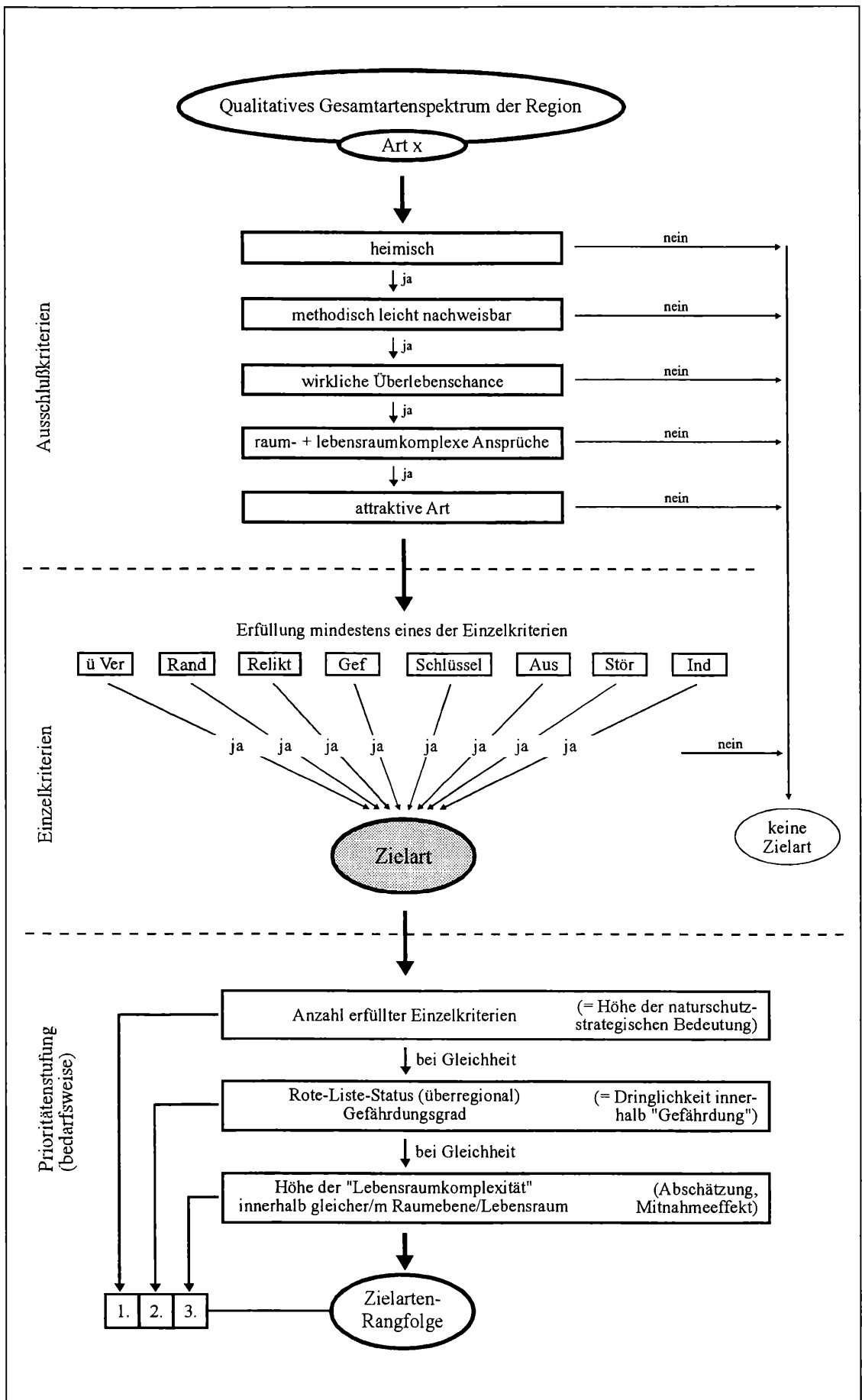


Abbildung 2

Methodischer Rahmen zur Auswahl von Zielarten (aus ALTMOOS 1997a). Erläuterung der Abkürzungen im Text.


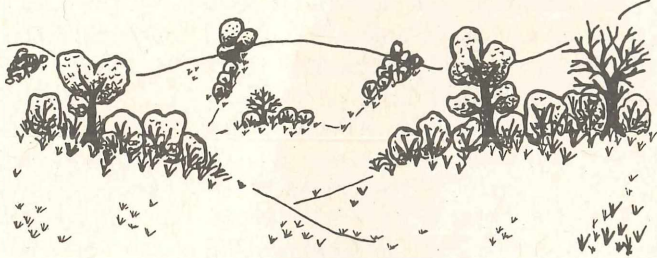
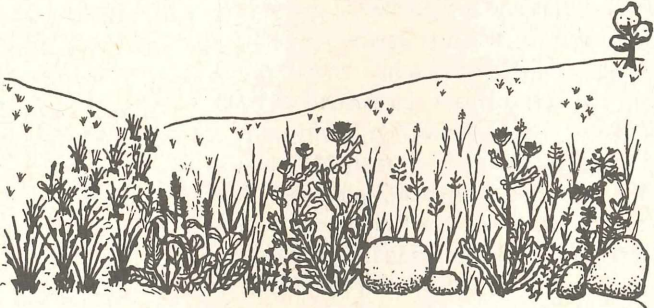
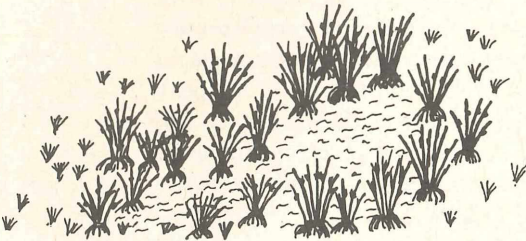
<p>Gesamt-lebensraum</p> <p>verschiedenartige Lebensraumkomplexe und Lebensraumbereiche</p>	<p>Flächenanspruch</p> <p>> 5 km²</p>	<p>Raumebene 1 - Landschaftsausschnitte Bildbeispiel: vielfältiger Landschaftsausschnitt</p> 
<p>verschiedenartige Lebensraumbereiche</p> <p>in engem räumlich-funktionalen Verbund</p>	<p>mehrere ha bis 5 km²</p>	<p>Raumebene 2 - Lebensraumkomplexe Bildbeispiel: Halboffenlandkomplex innerhalb des Landschaftsausschnittes</p> 
<p>sichtbar abgrenzbarer Lebensraumbereich</p>		<p>Raumebene 3 - Lebensraumbereiche Bildbeispiel: Feuchtwiese innerhalb des Halboffenlandes</p> 
<p>scharf abgrenzbare, kleinflächige Struktur</p> <p>innerhalb eines Lebensraumbereiches</p>	<p>mehrere m² bis wenige ha</p>	<p>Raumebene 4 - Strukturen Bildbeispiel: Quelle innerhalb der Feuchtwiese</p> 

Abbildung 3

Gliederung der regionalen Landschaft zur Erstellung eines Zielartensystemes. Zielarten werden nach ihrem erforderlichen regionalen Gesamt-lebensraum in die höchstmögliche Raumebene eingeordnet (aus ALTMOOS 1997a).

für einen sehr breiten Toleranzrahmen plädiert wird. Waren die bisherigen Kriterien aus naturwissenschaftlichen Sachverhalten abgeleitet, so stellt dies ein soziologisches Bewertungskriterium dar, das bei vielen naturwissenschaftlich geprägten Naturschützern strittig ist. Da die soziologische Akzeptanz von Artenschutz und die Möglichkeit zu Akzeptanzerhöhung jedoch eine Voraussetzung für andauernden Erfolg darstellt und Naturschutz nicht nur auf Naturwissenschaften aufbaut, wird das Kriterium empfohlen.

Gemeinhin erfolgt auch eine Begrenzung der Zielarten auf gefährdete Arten und "Schlüsselarten" (nach HOVESTADT ET AL. 1991). Doch auch häufige Arten abseits der Roten Listen können als naturschutzstrategisch bedeutsam eingestuft werden, wenn sie bestimmte Kriterien erfüllen. Beispielsweise weist die nicht gefährdete Wasseramsel in der Rhön, dem "Land der kleinen Fließgewässer", eine besonders hohe Bestandsdichte auf und findet hier im überregionalen Vergleich sehr gute Habitatqualitäten vor, die auch zahlreichen merolimnischen Insekten und anderen Naturgütern zugute kommen. Derzeit sind Maßnahmen für die Wasseramsel und ihren Lebensraum in der Rhön selten nötig, doch weist eine solche Art als "Qualitätssymbol" auf bedeutende regionale Verantwortungen hin. Bei einer Berücksichtigung nur gefährdeter Arten würde diese Art und mit ihr diese Landschaftsqualität aus dem Blickfeld gelangen, obwohl sie nach überregionalem Vergleich hier bedeutend ist. Sie und ihr Lebensraum müssen besonders beobachtet werden, um bei eventuellen künftigen Verschlechterungen schnell und vorrangig Maßnahmen zu ergreifen. Mit einem solchen Blickwinkel wird Naturschutz nicht nur als ein Rettungsinstrument bei Gefährdung und akutem Handlungsbedarf begriffen, sondern auch als eine vorsorgende Strategie jenseits akuter Notfälle zur Beobachtung und Bewahrung von derzeit (noch) ungefährdeten regionalen Qualitäten.

Daher darf "Gefährdung" nicht generell als Ausschlußkriterium angesehen werden, sondern stellt eines von mehreren gleichrangigen *Einzelkriterien* dar, die jeweils eine eigene naturschutzstrategische Bedeutung der Art in der Bezugsregion anzeigen. Mit den Einzelkriterien soll in überregionalem Abgleich die regionale Eigenart und Verantwortung für bestimmte Organismen über die Wertmaßstäbe Repräsentativität, Seltenheit, Gefährdung, Wiederherstellbarkeit oder Empfindlichkeit abgebildet werden. Für die Eignung als Zielart muß daher zusätzlich zu den Ausschlußkriterien mindestens eines der folgenden Einzelkriterien erfüllt werden (Kriterienabkürzung wie in Abb. 2, ausführliche Kriterienbegründung in ALTMOOS 1997a):

- (*üVer*) Die Art hat einen ihrer überregionalen Verbreitungsschwerpunkte in der Bezugsregion oder findet hier eine in überregionalem Vergleich besonders gute Lebensraumqualität vor (vgl. HEIDT & FLADE 1998, FFH-Kriterien für prioritäre Ar-

ten). In der Rhön trifft dies beispielsweise für den Rotmilan und die Wasseramsel zu.

- (*Rand*) Die Art befindet sich in der Bezugsregion am Randbereich ihrer überregionalen Verbreitung. Die Region besitzt damit besondere Bedeutung für die natürliche weitere Ausbreitung der Art, präventiv gegen anthropogene Bestandsrückgänge oder bietet die Möglichkeit, die gerade am Randbereich einer Artverbreitung besonders intensiv ablaufenden adaptiven (evolutiven) Prozesse zu fördern. Mit diesem Kriterium wird die z.B. von BLAB ET AL. (1995) und PLACHTER (1996) geforderte Berücksichtigung von innerartlicher Variabilität und artbezogener Dynamik berücksichtigt.
- (*Relikt*) Reliktvorkommen oder Endemismus von Arten in der Bezugsregion sind aus gleichen Gründen vorrangig schützenswert. In der Rhön trifft dies beispielsweise für den Schwarzen Apollo (*Parnassius mnemosyne*) und das Birkhuhn zu. Die "Rhönquellschnecke" *Bythinella compressa* ist der einzige Endemit der Region.
- (*Gef*) Überregional gefährdete Arten ("klassisches Kriterium"), vgl. HOVESTADT ET AL. (1991); MÜHLENBERG & SLOWIK (1997).
- (*Schlüssel*) Arten, die wesentliche Schlüssel Funktionen innehaben, indem sie den Lebensraum aktiv und maßgeblich für viele andere Arten gestalten (engl. "keystone species", vgl. HOVESTADT ET AL. 1991). In der Rhön stellt der häufige Schwarzspecht als Großhöhlenbauer eine wichtige "Schlüsselart" dar, in anderen Regionen wäre der Biber eine Schlüsselart. Hierbei besteht weiterer Konkretisierungsbedarf, da jede Tierart eine Funktion in der Natur hat.
- (*Aus*) Arten, die eine besonders geringe Ausbreitungs- und Etablierungsfähigkeit besitzen, sind mit ihren Vorkommen bei Lebensraumzerstörung schlecht "wiederherstellbar"
- (*Stör*) Arten, die besonders störanfällig sind, reagieren schon bei geringer Lebensraumstörung empfindlich. Die Kriterien "Aus" und "Stör" bauen auf ökologischen Grundlagen auf und müssen durch Forschung weiter spezifiziert werden.
- (*Ind*) Arten, die wichtige Indikatoren darstellen (Zeigerartendefinition, Tab. 1), besitzen großen ökonomischen Wert für die Forschung.

Alle Kriterien enthalten einen Ermessensspielraum, der mit vertieften Kenntnissen und normativen Schwellenwerten nachvollziehbar weiter eingegrenzt werden kann. Beispielsweise bestimmen HEIDT & FLADE (1998) mit langjährigen regionalen Bestandsdaten, überregionalem Abgleich und daraus abgeleiteten normativen Schwellenwerten sogenannte "landschaftstypische Arten" der Uckermark im Sinne des Einzelkriteriums "üVer"

Spezielle Aufgabenstellungen im Natur- und Artenschutz können *Variationen* in der Methodik der Zielartenauswahl erfordern, die in diesen methodischen Rahmen nachvollziehbar integrierbar sind:

- Wenn in einer Region nur *typische Arten als Zielarten* ausgewählt werden sollen, so entspricht dies dem Begriff der Leitarten. Leitarten stellen dann die Ausgangsmenge dar (z.B. HUK 1997 für Niedermoore), aus denen nach dem Vorgehen in Abbildung 2 Zielarten eingegrenzt werden können. Dabei wird aber der Bewertungsschritt vorausgesetzt, nur besonders regionstypische "repräsentative" Arten zu berücksichtigen. Natürlicherweise seltene Arten bleiben dabei ausgeschlossen, obwohl die Region für sie auch eine hohe Bedeutung haben kann. Ein solcher Bewertungsschritt mag für manche Problemstellungen sinnvoll sein, ist es aber, wie in der Rhön, nicht in jedem Fall.
- Für bestimmte *Fragestellungen pragmatischer Art* sind vorgeschaltete Bedingungen für eine Zielartenauswahl möglich, die als Ausschlußkriterien in den methodischen Rahmen eingesetzt werden können. So ist die Bedingung möglich, daß Zielarten keine *Fernzieher* (Zugvögel, Fledermäuse u.a.) sein dürfen, wenn die Maßnahmenableitung und Erfolgskontrolle nur innerhalb der gleichen Region und ohne regionsübergreifende Interpretationen stattfinden soll. Ein Ausschlußkriterium "*bezahlbare Kosten*" für den Schutz einer Art als Zielart ist legitim, wenn regionale Zielarten für bestimmte Naturschutzprojekte mit feststehendem begrenztem Etat gefunden werden sollen. Solche Kriterien sind aber nicht in jedem Fall für die Auswahl als Zielart erforderlich oder sinnvoll (wie noch von HOVESTADT ET AL. 1991 gefordert), sondern sie stellen mögliche begründete Anpassungen für Einzelfälle dar. So kommt auch für Fernzieher der Region wichtige Teilverantwortung zu, nur müssen dann überregionale Gesichtspunkte bei Maßnahmenableitung und Erfolgskontrolle mitinterpretiert werden. Auch sind notwendige Kosten möglichst erst am Bedarf von Zielarten abzuleiten und sollten nicht von vorneherein feststehen. Bei nachvollziehbarem Aufzeigen regionaler Verantwortungen (z.B. mit obigen Einzelkriterien) und mit einem fachlich sinnvollen Maßnahmenkonzept wurden schon so manches Mal höhere Mittel bewilligt als zuvor zugestanden, oder es können (höhere) Mittel begründeter eingefordert werden. *Weitere Einzelkriterien* sind mit einem Fortschritt der Forschung prinzipiell denkbar und können in den methodischen Rahmen hinzugefügt werden. Der methodische Rahmen für die Auswahl von Zielarten ist damit bewußt offen für Erkenntnisfortschritte der Ökologie und begründeter neuer naturschutzstrategischer Überlegungen.

Im Biosphärenreservat Rhön bestand die Aufgabe darin, alle Tierarten zusammenzustellen, für die diese Region in überregionalem Vergleich eine naturschutzstrategische Verantwortung innehat und die für den Artenschutz prioritär sind. Dafür stellt der

methodische Rahmen zugleich das konkrete Auswahlvorgehen dar, wobei das Kriterium "Attraktivität" großzügig gehandhabt wird und bei einigen Kriterien mangels exakter Daten vorläufig mit Abschätzungen und Ermessensspielräumen gearbeitet wird. Mit kontinuierlicher Verbesserungen der Kenntnisse werden die Kriterien stufenweise genauer eingegrenzt.

Unter den Zielarten kann eine weitere *Prioritätensetzung* untereinander erfolgen (vgl. Abb. 2, unterer Teil):

- (1) nach Anzahl erfüllter Einzelkriterien als Ausdruck der Höhe der generellen naturschutzstrategischen Bedeutung der Art in der Region; bei Gleichrang: (2) Rote Liste Status als Maß für die Dringlichkeit innerhalb des Einzelkriterium "Gef";
- wiederum bei Gleichrang: (3) abgeschätzte Höhe des Mitnahmeeffektes für möglichst viele weitere Arten (ausführlich: ALTMOOS 1997a).

3.2 Entwicklung von Zielartensystemen: Stellvertreter für die regionale Eigenart und Vielfalt

Ziel des Artenschutzes ist es, neben vorrangig zu schützenden Einzelarten ("Zielarten") die gesamte Artenvielfalt und biotische Eigenart einer Region unter natürlichen Umwelt- und Selektionsbedingungen zu erhalten und zu entwickeln. So ist ein breit gefächertes, aber überschaubares und regionsbezogenes *Zielartensystem* nötig (RECK ET AL. 1991, 1994; MÜHLENBERG ET AL. 1996; ALTMOOS 1997a; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997; WALTER ET AL. 1998).

Ein regionales Zielartensystem wird hier verstanden als eine möglichst geringe Auswahl von Zielarten (Überschaubarkeit), die gleichzeitig stellvertretend (größtmöglicher Mitnahmeeffekt) für möglichst viele Arten, Lebensgemeinschaften, Landschafts- und Lebensraumtypen einer Bezugsregion ist und daher auch für einzelne Lebensraumtypen stets ein Mehr-Arten-System darstellt (Vielfaltigkeit).

Dazu erfolgt

1. die Berücksichtigung verschiedener Raumebenen,
2. die Berücksichtigung verschiedener Anspruchstypen und Tiergruppen, bevor unter Nutzung der obigen Prioritätenstufung von Zielarten ein nachvollziehbarer Auswahlvorgang für ein Zielartensystem herausgearbeitet wird (ausführlich ALTMOOS 1997a, hier verkürzte Darstellung).

1. Die *Einteilung in verschiedene Raumebenen* soll unterschiedliche Tiefen der Mitnahmeeffekte von Tierarten berücksichtigen (vgl. Ausführungen beim Ausschlußkriterium "Mitnahmeeffekt"). Die Einteilung von Arten in eine Landschaftsgliederung erfolgt gemäß dem autökologischen Blickwinkel der Zielarten ausgehend von den Ansprüchen einer Tierart und nicht wie bei Leitarten durch vorherige

Gliederung der Landschaft. Die Zielarten werden stets nach ihrem benötigten regionalen Gesamtlebensraum in die höchstmögliche Raumbene und darin in einen passenden Gliederungstyp eingeordnet. Unterscheidbare grundlegende Raumbenen werden als mögliche Lebensebenen von Tierarten mit Abbildung 3 dargestellt. Die Raumbenen 2 bis 4 werden dabei in Gliederungstypen weiter unterteilt, etwa:

Raumbene 2 Lebensraumkomplexe: z.B. Neuntöter in einen Gliederungstyp "Halboffenland", der Springfrosch in den Gliederungstyp "Tümpel-Wald-Komplex" als jeweils benötigter regionaler Gesamtlebensraum.

Raumbene 3 - Lebensraumbereiche: z.B. Sumpfschrecke in einen Gliederungstyp "Feuchtwiese" als ihren Gesamtlebensraum, die Tagfalter *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* in einen Gliederungstyp "trockene Magerrasen"

Raumbene 4 - Strukturen: z.B. Quellschnecken in den Gliederungstyp "Quellen", der ihren begrenzten Gesamtlebensraum darstellt.

Benötigt beispielsweise eine Tagfalterart in all ihren Entwicklungsphasen nur trockene Magerrasen zur Erfüllung ihrer Ansprüche (Nahrungs-, Rast- und Paarungsraum), so wird sie auf der Raumbene 3 einem Gliederungstyp "trockene Magerrasen" zugeordnet. Benötigt aber eine andere Tagfalterart sowohl Magerrasen als Nahrungsraum als auch zeitweise Schattsäume als wichtige Rasträume, so muß sie in die darüberliegende Raumbene 2 und dort in den Gliederungstyp "Halboffenland" eingeordnet werden.

Diese Einteilung soll keine Konkurrenz zu eingeführten Gliederungssystemen der Landschaft darstellen (siehe verschiedene Biotoptypengliederungen, z.B. bei BLAB 1993; RIECKEN ET AL. 1994), sondern lehnt sich soweit als möglich an bestehende Gliederungssysteme an. Da Tierarten aber oft sehr verschiedene Ressourcen und Strukturen innerhalb eines einheitlich wirkenden Lebensraumes wie "Wald" nutzen, die üblicherweise verschiedenen (Unter)Biotoptypen zugeordnet werden können ("Niederwald, Mittelwald" oder Waldgliederung nach Vegetationsverbänden), müssen Lebensraumbereiche aus zoologischer Sicht gröber als in vielen Biotoptypenschlüsseln abgegrenzt werden. Dies ist ein zielgerichteter Arbeitsschritt zur sinnvollen, aber notwendigerweise pragmatischen Erstellung von Zielartensystemen.

2. Die Berücksichtigung von Zielarten aus verschiedenen grob unterscheidbaren *Anspruchstypen* (z.B. nach Ernährungsweise, Mobilität) und die Berücksichtigung von Zielarten aus allen untersuchten *Tiergruppen* soll zusätzlich zur Raumgliederung eine größtmögliche Repräsentanz der Vielfalt der Region absichern.

Dies alles stellt notgedrungen eine schematische Einteilung dar, die individuelle Unterschiede innerhalb einer Art nicht genau abbilden kann (vgl. Abb. 11 und Pkt. 6.2. zu konzeptionellen Grenzen). Ein Schema ist aber als einzig möglicher Kompromiß zwischen natürlicher Vielgestaltigkeit und prakti-

scher Überschaubarkeit im Sinne eines Zielartensystems unverzichtbar.

3. *Auswahlvorgang*: Für jede Raumbene und Gliederungstyp, darin für jeden Anspruchstyp und für jede Tiergruppe soll die höchstprioritäre Zielart ausgewählt werden. Damit wird eine "Mindestrepräsentanz" der regionalen Biodiversität durch Zielarten erreicht, wobei die naturschutzstrategisch wichtigste Art als Stellvertreter gewählt wird. Um eine Einseitigkeit und eine zu geringe Repräsentanz durch die Berücksichtigung nur einer Art je Gliederungstyp zu verkleinern, wird der Weg über normative Richtzahlen empfohlen: Für jeden Gliederungstyp wird eine Mindestanzahl als Abbild möglicher Vielgestaltigkeit abgeschätzt. Die Richtzahl soll im Sinne der Überschaubarkeit aber nicht deutlich überschritten werden. Dieser weitere normative Schritt ist angreifbar, weil er Unschärfen aufweist. Er wird hier aber als Steuerungsmöglichkeit für Experten und als normatives Korrekturinstrument empfohlen (vgl. Abb. 4).

Aus ca. 20.000 in der Rhön vorkommenden Tierarten (nach KNEITZ, zit. in GREBE 1995) waren bislang ca. 1.100 Arten methodisch auf Zielarten prüfbar. Nach einer umfangreichen Literaturliteraturauswertung und Artdatensichtung (ECKSTEIN 1998), sowie unter Einbeziehung unpublizierter Kenntnisse regionaler Experten wurden daraus 114 Tierarten als Zielarten abgeleitet (Methodik nach Abb. 2). Davon wiederum stellen 75 Arten das derzeitige Zielartensystem dar (Abb. 5).

In der Rhön lagen der Zielartenauswahl flächenrepräsentative Daten zu den Tiergruppen Fische, Amphibien, Reptilien, Brutvögel, Säugetiere und Fledermäuse, Tagfalter, Heuschrecken, Libellen, Wildbienen, totholzbewohnende Käfer, merolimnische Insekten, limnische Schnecken und Zikaden zugrunde. Aus allen anderen Tierordnungen und Familien liegen noch keine ausreichenden Daten vor, Daten nur für wenige Einzelflächen oder nur für einzelne Gattungen und Arten; letztere konnten dann aber auf Zielarten geprüft werden (z.B. vereinzelt aus den Tiergruppen der Laufkäfer und Netzflügler). Mit Aufnahme und Abschluß weiterer Gutachten z.B. zu Nachtfaltern und mit Erneuerung der vorliegenden Datensätze können mit der Zeit neue Zielarten aus weiteren Tiergruppen hinzutreten oder bisherige Zielarten ausfallen.

Einige Lebensräume wie Streuobstbestände bleiben danach in der Rhön unterrepräsentiert. Das heißt aber nicht, daß diese Lebensräume generell unwichtig sind. Sie sind nur in überregionalem Vergleich hier nicht prioritär für den Artenschutz, obwohl sie regional interessante Landschaftsbilder und Arten beinhalten. Hier kann und muß über Leitarten das Zielartensystem der Rhön für Streuobst untersetzt werden (z.B. von KOLB 1998 anhand der Brutvögel) und es müssen andere Schutzkriterien (z.B. Landschaftsbild) berücksichtigt werden. Damit sollen auch solche Lebensräume für Naturschutz erhalten und optimiert werden.

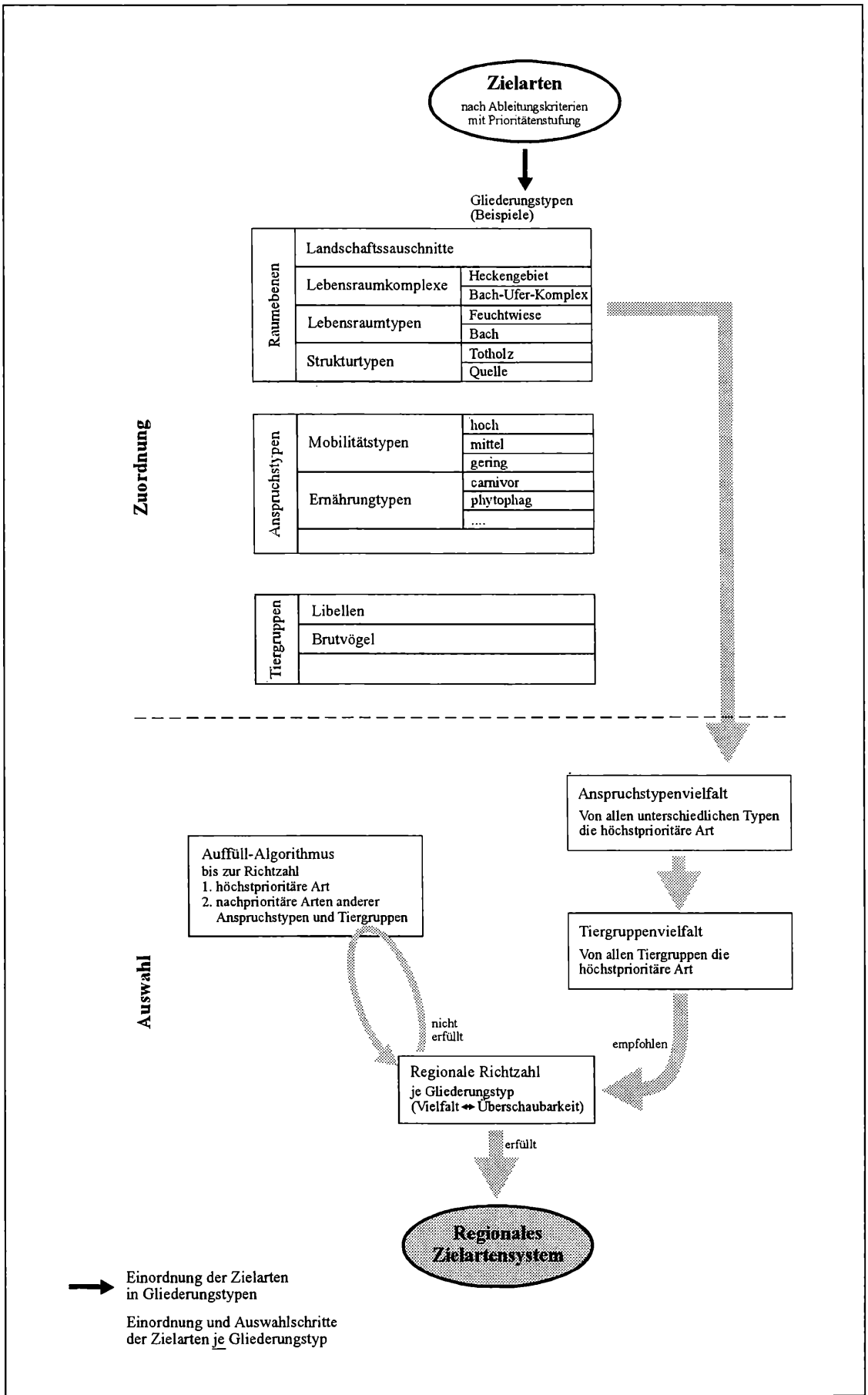


Abbildung 4

Auswahlvorgang zur Erstellung eines regionalen Zielartensystems (aus ALTMOOS 1997a).

Raubebene 1 - Landschaftsausschnitte

R 5	Birkhuhn	Schwarzstorch	Uhu	Rotmilan	Schleiereule
-----	----------	---------------	-----	----------	--------------

Raubebene 2 - Lebensraumkomplexe

Offenland R 4 Bekassine Braunkehlchen Steinschmätzer Wiesenpieper	Halboffenland R 8 Raubwürger Neuntöter Heidelerche Braunkehlchen Schwarzkehlchen Kreuzotter <i>Fixsenia pruni</i> Schlingnatter / oder Zauneidechse	Wasser-Land-Komplexe: -Bach-Ufer R 4 Wasseramsel Eisvogel Feuersalamander <i>Calopteryx virgo /</i> oder <i>C. splendens</i> -Stillgewässer-Land R 4 Gelbbauchunke Geburtshelferkröte Fadenmolch Kammlch	ohne Zuordnung (verschiedene Möglichkeiten) Bechsteinfledermaus Mausohr Braunes Langohr Fransenfledermaus Alpenspitzmaus
--	---	--	--

Raubebene 3 - Lebensraumbereiche

Trockene Magerrasen R 10 <i>Carabus monilis</i> <i>Hipparchia semele</i> <i>Chazara briseis</i> <i>Maculinea arion</i> <i>Glaucopsyche alexis</i> <i>Psophus stridulus</i> <i>Decticus verrucivorus</i> <i>Metrioptera brachyptera</i> <i>Platycleis albopunctata</i> Laubwald R 5 Waldschnecke Hohltaube Schwarzspecht Baumarder	Frisches Grünland R 5 <i>Polysarcus denticauda</i> <i>Carabus convexus</i> Moor R 5 <i>Colias palaeno</i> <i>Boloria aquilonaris</i> <i>Trechus rivularis</i> <i>Tricca alpigena</i> <i>Somatochlora arctica /</i> oder <i>Aeshna subarctica</i>	Feuchtgrünland R 5 Wachtelkönig <i>Stetophyma grossum</i> <i>Proclissiana eunomia</i> <i>Lycaena virgaureae /</i> oder <i>Lycaena hippothoe</i> Stillgewässer R 5 <i>Gomphus vulgatissimus</i> <i>Lestes dryas</i> <i>Coenagrion hastulatum</i> <i>Sympetrum flaveolum</i> <i>Aeshna juncea</i>	Waldrand R 5 <i>Limnitis populi</i> <i>Parnassius mnemosyne</i> <i>Nordmannia w-album</i> <i>Isophya kraussi</i> <i>Carabus arvensis</i> Fließgewässer R 5 Bachforelle Groppe <i>Osmylus fulvicephalus</i> <i>Sialis fuliginosa</i> <i>Cordulegaster boltoni</i>
---	---	--	---

Raubebene 4 - Strukturen

Quelle/Quellfluren R 3 <i>Bythinella compressa</i> <i>Cordulegaster bidentatus</i>	Offene Bodenstellen / Steinfluren <i>Andrena tarsata</i> <i>Osmia varouxii</i>	Totholzbereiche R 3 <i>Agapanthia violaceae</i> <i>Leiopus nebulosus</i>
---	---	---

Wirbeltiere mit deutschem Namen, Wirbellose mit wissenschaftlichem Namen, R = normative regionale Richtzahl

Abbildung 5

Zielartensystem für das Biosphärenreservat Rhön. Stand April 1998, nach Auswertung aller bisher verfügbaren Daten (Datennennung in ALTMOOS 1997a und ECKSTEIN 1998). Zielarten aus der Tiergruppe der Wildbienen übernommen aus VON DER HEIDE & TISCHENDORF (1998).

4. Ableitung eines Handlungsrahmens an Zielarten

4.1 Grundzüge

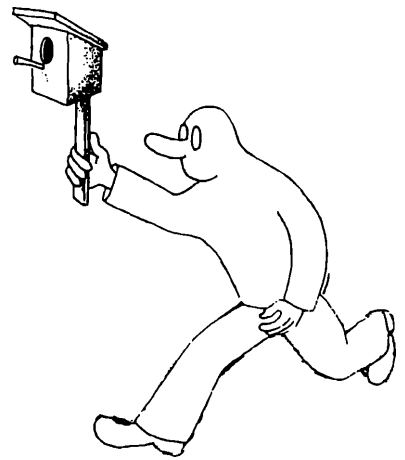
Im Sinne des Begriffskonzeptes von Zielarten müssen in einem Handlungsrahmen folgende Grundsät-

ze berücksichtigt werden (vgl. HOVESTADT ET AL. 1991; RECK ET AL. 1994; ALTMOOS 1997a; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997; WALTER ET AL. 1998; zur Illustration vgl. Abb. 6):

- Die Maßnahmen müssen sich auf die flächenhaften Lebensraumansprüche der Zielart beziehen, die von ihr benötigt werden.

Abbildung 6

Zielartenschutz falsch verstanden: Die zur Erhaltung von Zielarten zu erarbeitenden Maßnahmen dürfen sich nicht nur auf künstliche Hilfen, auf einzelne Individuen und auch nicht nur auf die einzelne Zielart beziehen, sondern sie müssen vielmehr die flächenhaften natürlichen Lebensraumansprüche der Zielart und möglichst vieler weiterer Arten berücksichtigen und diese auch vorsorgend schützen oder entwickeln (Zeichnung verändert aus MÜHLENBERG & SLOWIK 1997 nach einem Original von BALDISIUS 1988).



- Im Rahmen des Mitnahmeeffektes einer Zielart sind die auf sie gerichteten Maßnahmen so zu ergänzen, daß möglichst viele *weitere Arten und Schutzgüter* auch tatsächlich mit unterstützt werden.
- Es dürfen nicht nur "rettende" Maßnahmen bei akuter Gefahr für eine Zielart ergriffen werden, sondern es müssen *vorsorgend* Lebensräume und die sie bestimmenden Prozesse erhalten, entwickelt oder zugelassen werden, so daß die Zielart langfristig unter möglichst *natürlichen Bedingungen* in der Region vorkommen kann. Es werden vorübergehende Pflegemaßnahmen nicht ausgeschlossen, aber langandauernde künstliche Hilfen sollen unterbleiben.

Die inhaltlichen Grundzüge sollen mit den folgenden aufeinander aufbauenden Arbeitsschritten konkretisiert werden:

1. Ermittlung der Artansprüche und Konkretisierung der Zielgrößen;
2. Ermittlung der Gefährdungen;
3. Ableitung der erforderlichen Maßnahmen.

4.2 Arbeitsschritt 1: Ermittlung der Artansprüche und Konkretisierung von Zielgrößen

Aus den autökologischen Ansprüchen der Zielarten heraus müssen die benötigten Umweltbedingungen abgeleitet und mit Zielgrößen zu Qualität und Quantität konkretisiert werden: z.B. welche Habitatstrukturen und wieviele von diesen sind für ein langfristiges ausreichendes Vorkommen der Zielart mindestens erforderlich?

Dazu muß das gesamte bekannte Wissen zur Art zusammengestellt und kontinuierlich ergänzt werden. Die überregionalen bekannten Artansprüche liefern wichtige Hinweise, müssen aber regional überprüft und spezifiziert werden. Meist besitzen die Arten regional variierende Ansprüche an ihren Lebensraum (regionale Stenökologie). Wichtige Fragen zur Bestimmung der erforderlichen Mindestansprüche an Umwelt und Lebensraum sind anhand der wichtigsten Lebensphasen von Zielartpopulationen

in Abbildung 7 zusammengestellt. Erforderlich sind Kenntnisse zu Parametern der Reproduktion, des Fortbestandes, des Dispersals und der Etablierung einschließlich populationsdynamischer Fragen wie die Prüfung des Vorliegens von Metapopulationen. Zentrale Bedeutung hat ein geeignetes Habitat (Überblick z.B. bei BLAB 1993), dessen Schlüsselfaktoren ermittelt werden müssen und die je nach Lebensphase wechseln können.

Die in Abbildung 7 zusammengestellten Fragen können im Rahmen einer PVA zusammengeführt werden (PVA = Population viability analysis = Populationsgefährdungsanalyse, eingeführt in den deutschsprachigen Raum von HOVESTADT ET AL. 1991). Eine *Quantifizierung* der Ansprüche an Habitat und Population kann mit dem "Konzept der kleinsten überlebensfähigen Population (MVP)" ermittelt werden (MVP = minimum viable population, SHAFFER 1981; HOVESTADT ET AL. 1991). Da Zielarten als "Leitbilder des Artenschutzes" aufgefaßt werden können, stellen dann die konkreten Zielgrößen von Habitat und Population die "Umweltqualitätsziele" dar, die als Mindestwerte formuliert werden sollen und durch geeignete Maßnahmen erreicht werden müssen.

Die vollständige und quantitative Klärung aller Fragen ist schwierig und aufwendig, von verschiedenen Randbedingungen und Unbekannten abhängig und nur für sehr wenige Arten möglich, die bereits langjährig erforscht sind. Eine vollständige PVA ist daher meist nicht praktikabel. Die Fragen der Abbildung 7 stellen somit eine Leitlinie dar, die auf idealen Wissensstand verweist. Wenn ausreichende Eingangsdaten vorliegen, können aber mit Hilfe einer Modellierung verschiedene Szenarien am Computer durchgeführt werden und daraus Rückschlüsse oder zumindest Tendenzen auf entscheidende Einflußgrößen und deren benötigte Qualität und Quantität erfolgen (zu Möglichkeiten und Grenzen von Modellierungen, vgl. POETHKE ET AL. 1996; HEIDENREICH & AMLER, in diesem Band).

Geeignete Umweltbedingungen und Lebensräume für eine Zielart können direkt über Anwesenheit der Zielart und deren Populationsgröße angezeigt werden (= "direkte Indikation"). Unabhängig von ei-

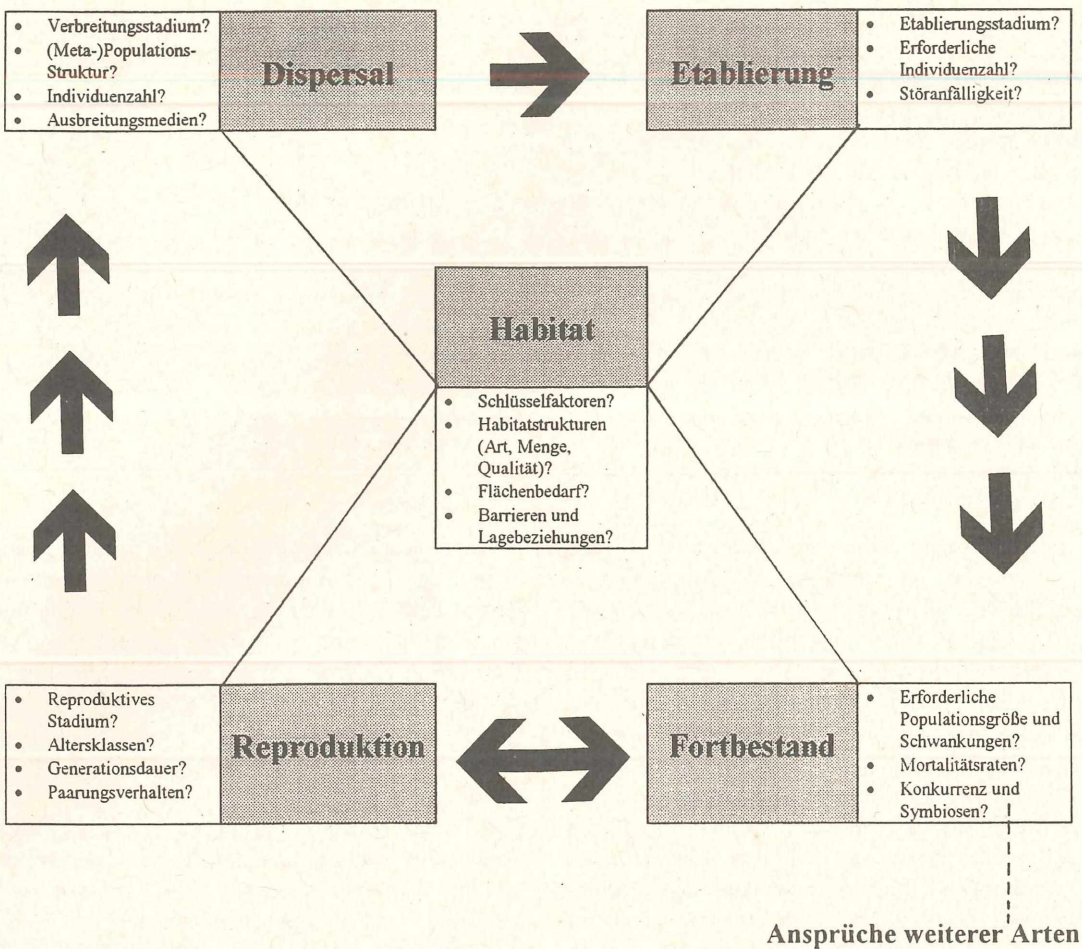


Abbildung 7

Wichtige Lebensphasen von Zielarten und ihren Populationen mit Leitfragen zu Schlüsselfaktoren von Umwelt und Lebensraum. Zentrale Bedeutung für jede Lebensphase hat ein geeignetes Habitat, wobei die Bedeutung einzelner Habitatfaktoren je nach Lebensphase der Zielart wechseln kann. Die Schlüsselfaktoren für alle Lebensphasen und zugehörigen geeigneten Habitat müssen ermöglicht, bewahrt oder entwickelt werden; dies führt zur Ableitung geeigneter Maßnahmen (Darstellung erweitert nach einer Grundidee von MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

nem aktuellen Vorkommen können die Umweltbedingungen aber auch indirekt anhand der vorhandenen Ausprägung der Schlüsselfaktoren im Habitat indiziert werden ("indirekte Indikation"). *Direkte und indirekte Indikation* können einander nicht ersetzen, da beide jeweils eigene Aussagemöglichkeiten und unterschiedliche Anwendungskriterien mit Vor- und Nachteilen beinhalten. Es müssen beide Indikationsebenen in der Zielgrößenermittlung und bei Erfolgskontrollen verwendet werden (Tabelle 2):

Wenn Habitatpräferenzen einer Zielart und die damit korrelierende strukturelle Ausprägung eines Lebensraumes regional genau bekannt sind, können über solche oft ganzjährig und relativ einfach erfassbaren Parameter ausreichend gesicherte Aussagen über den Zustand des Lebensraumes ermittelt werden (indirekte Indikation). Aufwendigere faunistische Erhebungen erscheinen dann verzichtbar. Derartige Strukturparameter beschreiben eine potentielle Bedeutung ohne Berücksichtigung der aktuellen Anwesenheit wertbestimmender Arten. Insbesondere für mobile Tierarten oder für Arten mit

natürlicherweise hohen Populationsschwankungen kommt solch einem "Strukturpotential" hohe Bedeutung zu: Das Struktur- und Nahrungsangebot verschiedener Standorte wird zu verschiedenen Zeiten genutzt, auch wenn die Tierart zeitweise fehlt. Die benötigten Strukturen müssen jedoch grundsätzlich vorhanden sein.

"Der Umkehrschluß, nach dem aus der Kartierung von Strukturen über eine "potentielle Besiedlung" uneingeschränkt auf das tatsächliche Vorkommen von Tierarten geschlossen wird, ist jedoch unzulässig, da die Struktur selten der einzige für die Besiedlung relevante Parameter ist, auch wenn strukturelle Komponenten heute oftmals den Überlebensengpaß darstellen" (RIECKEN 1992, 18). Die Komplexität der Lebensraumfaktoren und der Lebensraumanprüche der Arten (z.B. Geschichte der relevanten Flächen, Witterung, mikroklimatische Besonderheiten, Nahrungsangebot) kann nicht allein durch Strukturen oder einzelne Umweltfaktoren abgebildet werden. Nur ein tatsächliches Vorhandensein von Arten läßt mittels des Indikationsprinzips

Tabelle 2

Unterschiedliche Aussageebenen direkter und indirekter Indikation durch Zielarten. Mit beiden Indikationsebenen sollen Zielgrößen ermittelt, Maßnahmen abgeleitet und Erfolgskontrollen durchgeführt werden.

	direkte Indikation	indirekte Indikation
Meßgröße	Anwesenheit der Zielart, und / oder deren Populationsgröße	Für ein Vorkommen der Zielart erforderliche Umweltparameter und deren erfassbare Kombinationen: z.B. Abiotik, Habitatstrukturen
Aussage	aktuelle, tatsächliche Bedeutung des Habitates Indikation der Gesamtheit von Faktoren und deren Wechselwirkungen	aktuelle Bedeutung des Habitates unabhängig seiner aktuellen Besiedlung, Ableitung des künftigen Habitatpotentials bezüglich der gemessenen Umweltfaktoren
Unsicherheiten	Fehleinschätzungen durch natürliche Populationüberschüsse oder zeitweiser geringer Populationsgröße	synergistische Wirkungen der einzelnen Umweltfaktoren schwer abbildbar
Voraussetzung	gut bekannte Autökologie, insbesondere zur Populationsökologie einfache Erfassbarkeit der Art und Populationsparameter	gut bekannte Autökologie, insbesondere zu Habitatansprüchen einfache Erfassbarkeit der Habitatparameter
Erhebungszeitraum	nur zu begrenzten Zeiten bei Anwesenheit der Art	ganzjährig (mit Ausnahmen), auch bei zeitweisem Nichtvorkommen der Art
Optimierung für Maßnahmenableitung und Erfolgskontrolle	beide Indikationsebenen benutzen und verknüpfen	

Rückschlüsse über den komplexen Zustand zu (direkte Indikation). Die Nachweise von Artvorkommen sind jedoch durch die notwendigen faunistischen Erhebungen sehr viel aufwendiger zu erbringen als die Ermittlung von Strukturen. Natürliche Populationsschwankungen können zu einer Unsicherheit in der Beurteilung beitragen, sie müssen wie auch überregionale Einflußfaktoren mitberücksichtigt werden. Für ortstreue Arten ohne hohe Populationschwankungen können jedoch durch eine

direkte Indikation oft ausreichend abgesicherte Aussagen durch gezielte Nachsuche erreicht werden (vgl. RIECKEN 1992).

Als Folgerung für die Maßnahmenableitung müssen sowohl geeignete Habitate unabhängig ihrer tatsächlichen aktuellen Besiedlung als auch bestehende Populationen samt ihrer natürlicher Dynamik gesichert oder entwickelt werden. Mit dem Konzept der Metapopulation (z.B. HANSKI 1996; REICH & GRIMM 1996) wird dieser Handlungsrahmen ge-

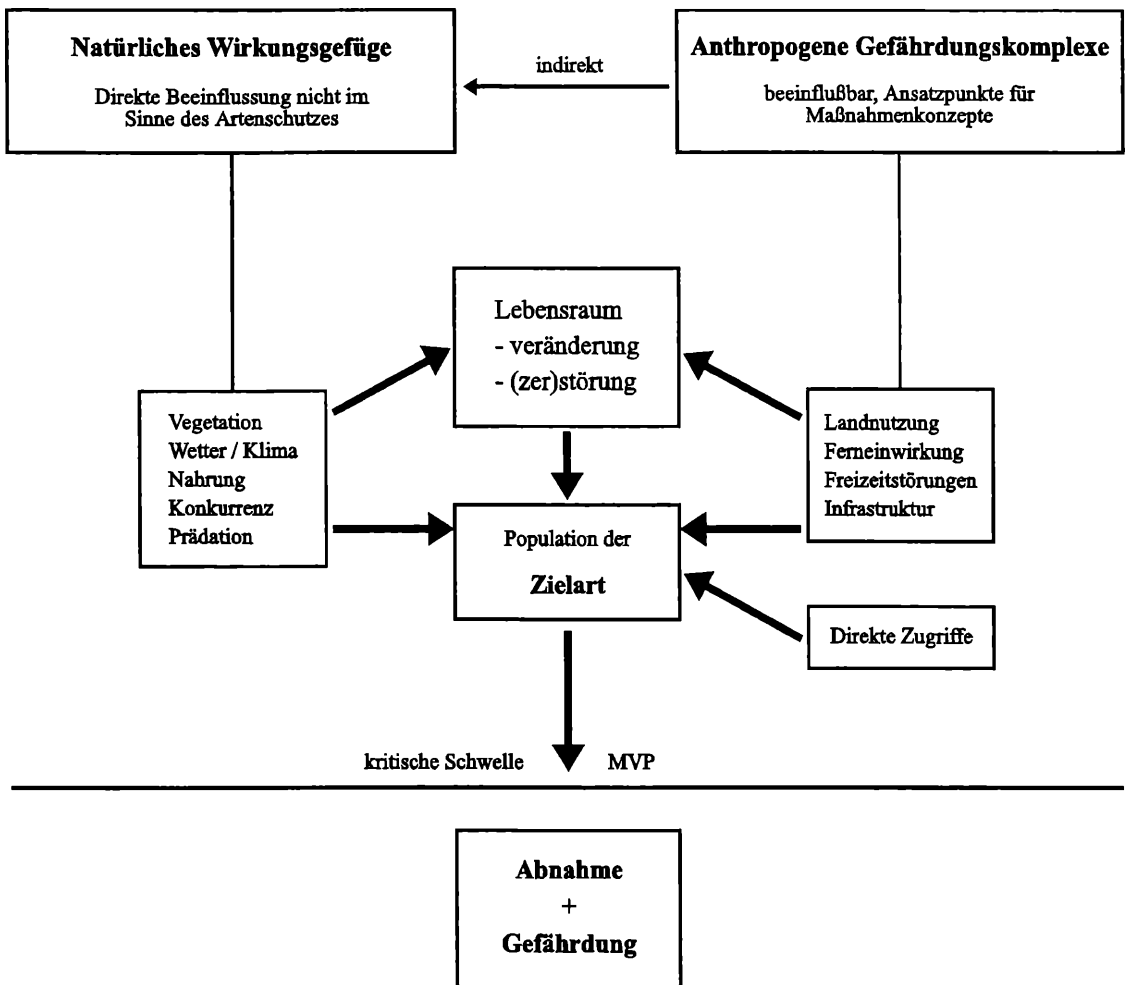


Abbildung 8

Schematisches Modell zum Verständnis der Gefährdung einer Tierart durch unterschiedliche Faktoren (aus ALTMOOS 1997a). Nur die menschlichen Einflüsse (rechte Hälfte) sollen durch Maßnahmen beeinflusst werden. Dafür ist für jede Zielart eine spezifische Analyse der anthropogenen Gefährdungen, aber auch deren Wohlfahrtswirkungen erforderlich. Veränderungen durch die Natur selbst (linke Hälfte) müssen zugelassen werden.

stützt, der aktuelle Optimalhabitate mit hohen Populationsstärken ("mainlands") und geeignete, aber zeitweise unbesiedelte Habitate ("islands") bewahrt und entwickelt. Ideal ist demnach der Schutz der bedeutendsten Vorkommen, ergänzt durch ein breites Spektrum grundsätzlich geeigneter Habitats unterschiedlicher Ausprägungen (ausführlich: ALTMOOS 1997a).

4.3 Arbeitsschritt 2: Ermittlung der Gefährdungen

Neben der Analyse der natürlichen Artansprüche ist für die Maßnahmenableitung die Ermittlung aktueller und möglicher zukünftiger Gefährdungen erforderlich. Die Maßnahmen sind derart zusammenzustellen, daß anthropogene Gefährdungsursachen vermieden oder minimiert werden. Eine direkte Einwirkung auf natürliche Umweltfaktoren muß unterbleiben, da Zielartenschutz auf Erhaltung von Arten unter möglichst natürlichen Bedingungen gerichtet ist (Abb. 8).

4.4 Arbeitsschritt 3: Ableitung der erforderlichen Maßnahmen

Unter Einbeziehung eingeführter Maßnahmenkonzepte wird ein idealtypischer Handlungsrahmen erstellt, der an die Analyse von Artansprüchen, Zielgrößen und Gefährdungen anknüpft (Abb. 9, ausführlich ALTMOOS 1997a). Dieser muß regions- und artspezifisch für jede Zielart des Zielartensystemes flexibel ausgefüllt werden.

Vorrangig müssen Prozesse wie z.B. natürliche Habitatentwicklungen oder Nutzungsrhythmen erhalten oder gefördert werden, von denen die jeweiligen Artvorkommen und ihre Ausbreitung primär abhängen. Sind die regionalen Vorkommen als natürliche oder an ein Nutzungsregime angepaßte "Metapopulation" aufzufassen, müssen die dafür verantwortlichen Vorgänge mit ihren Abhängigkeiten ermöglicht werden (vgl. REICH & GRIMM 1996). Mit diesem Handlungsbereich wird den not-

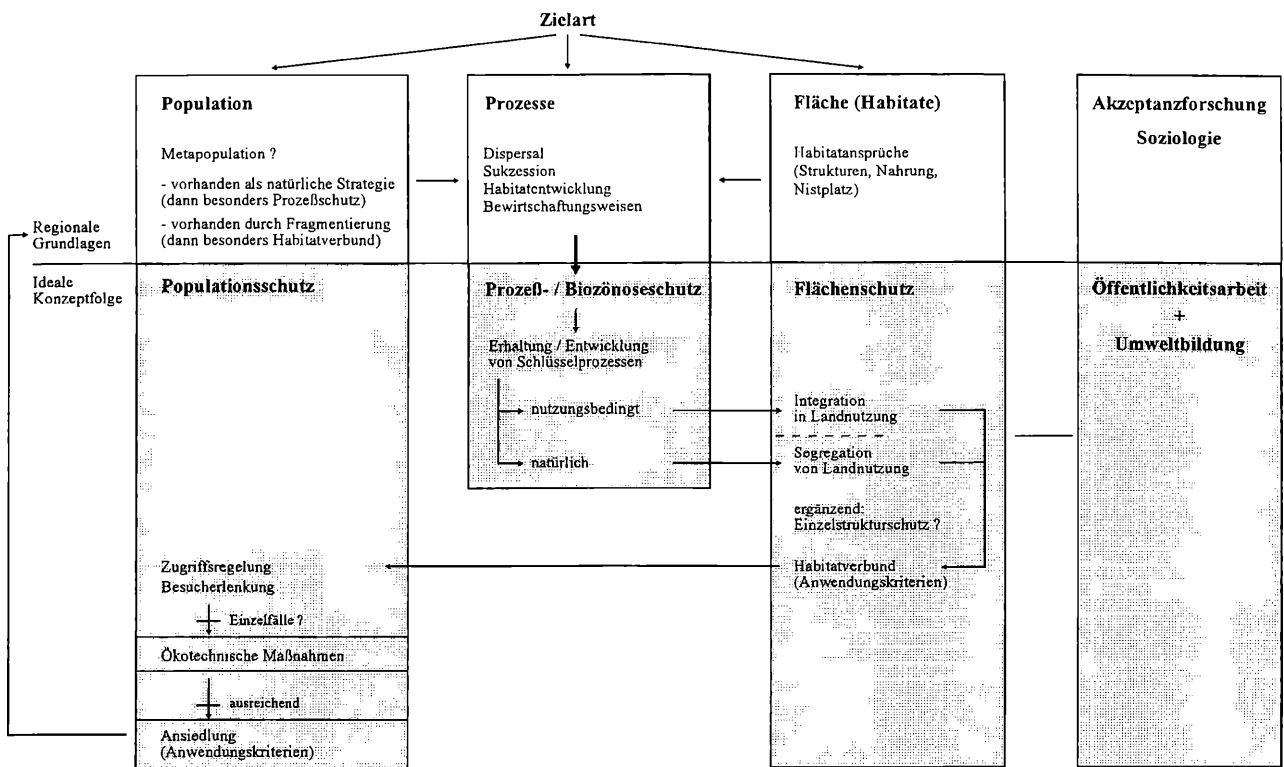


Abbildung 9

Idealtypischer Handlungsrahmen, der mindestens für jede Zielart des regionalen Zielartensystems konkretisiert werden muß (aus ALTMOOS 1997a). Eine differenzierte und vielfältige Planung nach den Ansprüchen vieler einzelner (Ziel-)Arten ist erforderlich, da erst damit der Schutz der Vielfalt einer Region verfolgt werden kann. Positivwirkungen einzelner Maßnahmen für mehrere Zielarten führen aber zu einer relativen Überschaubarkeit und Machbarkeit auch bei einer großen Zahl von Zielarten. Die mögliche Lösung von Ziel- und Maßnahmenkonflikten innerhalb des Handlungsrahmens wird mit Tabelle 4 (unter Pkt. 5.2.) ausgeführt.

wendigen dynamischen Ansprüchen an Artvorkommen und Landschaft Rechnung getragen (PLACHER 1996).

Mit Flächenschutz müssen die artspezifischen Kernhabitate und ein breites Ausprägungsspektrum geeigneter Habitate gesichert werden. Insbesondere bei anthropogener Fragmentierung der Habitate ist ein Habitatverbundkonzept wichtig, das jedoch je nach Tierart kritisch mit Anwendungskriterien geprüft werden muß (vgl. JEDICKE 1994; FRANK & BERGER 1996; ALTMOOS 1997a).

Sollten dann noch ergänzende Populationshilfsmaßnahmen vorübergehend erforderlich sein, können diese nun mit ihren jeweiligen Anwendungskriterien dem Maßnahmenpektrum beigeordnet werden.

Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung müssen als Handlungsbereiche für Akzeptanz und letztlich Erfolg mit den Maßnahmen gekoppelt werden. Für die Öffentlichkeitsarbeit können besonders attraktive Zielarten herausgehoben werden (vgl. den Beitrag von MÄCK in diesem Band; in der Rhön: Birkhuhn, Schwarzstorch, Schleiereule). Auch dann muß aber das Gesamtkonzept mit allen Zielarten verfolgt werden. Bei der Öffentlichkeitsarbeit mit nur wenigen Stellvertreterarten soll auf Ansprüche weiterer Tierarten und den Nutzen für andere Schutz-

güter (z.B. Landschaftsbild, abiotische Ressourcen) mit zentralen Positivwirkungen für den Menschen hingewiesen werden.

Vor diesem Hintergrund wird modellhaft im Biosphärenreservat Rhön für jede Zielart des Zielartensystems nach folgender Gliederung ein konkretes Maßnahmenkonzept erstellt:

1. Stellung der Art im Gesamtkonzept (z.B. mögliche Mitnahmeeffekte, naturschutzstrategische Bedeutung, Bedeutung für Öffentlichkeitsarbeit);
2. regionale Verbreitungsmuster (aktuelle Besiedlung, historische Besiedlung, derzeit unbesiedelte aber geeignete Habitate);
3. regionale Habitatansprüche und Schlüsselfaktoren für Vorkommen;
4. aktuelle und potentielle regionale Gefährdungen; aus (2)-(4) folgt ein
5. regionales Ideal-Maßnahmenkonzept mit konkreten Querverweisen auf Ansprüche und Maßnahmen für andere Arten und Schutzgüter;
6. zugehöriges Realkonzept mit vorrangigen Umsetzungshinweisen für die nächsten Jahre (erste Schritte des Idealkonzeptes mit Zuweisung von Flächen und Verantwortlichkeiten). Erste Maß-

nahmen werden in der Rhön seit 1997 mit zuständigen Behörden und Personen begonnen.

Die Gliederung entspricht im wesentlichen dem Vorgehen in Artenschutzprogrammen, die tiergruppenspezifisch eingeführt und bewährt sind (z.B. BLAB 1983; HÖLZINGER 1987; WESTRICH 1989; EBERT & RENNWALD 1991). Mit dem Zielartenkonzept wird aber regionsbezogen und tiergruppenübergreifend ein Gesamtkonzept mit Verstärkungs- und Abgleichmöglichkeiten erarbeitet, das die gesamte Eigenart und Vielgestaltigkeit des Lebens einer Region (und nicht nur einer Tiergruppe) zum Gegenstand hat.

4.5 Beispiel: Zielart Schwarzstorch - Artenschutz in Wald, Bach und Auen

a) Stellung der Zielart im Gesamtkonzept

Der Schwarzstorch wurde als eine Zielart der Rhön ausgewählt, da für ihn nach Erfüllung der Ausschlusskriterien auch die Einzelkriterien "Gef" und "Stör" derzeit zutreffen. Er ist eine Zielart der Relikte relativ großflächiger "Naturlandschaften" (Wälder, Fließgewässer, Feuchtgebiete). Seine Lebensraumsprüche lassen einen hohen Mitnahmeeffekt für andere Arten dieser Landschaften erwarten (z.B. Waldtierarten, Waldbacharten). Die "mitzunehmenden" Tierarten müssen aber durch spezielle Maßnahmen zusätzlich unterstützt werden, die auf ihre kleinflächigeren und spezifischen Ansprüche gerichtet sind; sie erhalten aber bei Erfüllung der Lebensraumsprüche des Schwarzstorches eine wichtige Grundqualität ihres Lebensraumes. Als besonders störungsempfindliche Tierart weist der Schwarzstorch auf Toleranzwerte für Störungen hin, nach denen sich z.B. Besucherlenkungs-konzepte und Eingriffsvermeidungen richten sollen.

b) Verbreitungsmuster

In der Rhön ist die Art 1909 vorläufig ausgestorben, danach fanden einzelne Zufallsbeobachtungen statt. Ab 1984 (erster Horstfund) erfolgte eine Wiederbesiedlung und langsame Bestandszunahme, ab 1989 war eine "Stabilisierungsphase" mit ca. 40 Tieren zu beobachten. Ab 1991 nahm dieser Bestand um ca. 70% ab, während gleichzeitig eine Bestandszunahme in anderen geeigneten Teilen Hessens, Bayerns und Thüringens erfolgte. Die aktuelle Verbreitung und derzeit unbesiedelte, aber geeignete Lebensraumpotentiale werden laufend und vertraulich zusammengestellt.

Die Art befindet sich durch außerhalb der Region liegende Ursachen in Ausbreitung, die Voraussetzungen für die Entwicklung einer überlebensfähigen Teilpopulation im Biosphärenreservat Rhön sind damit derzeit gut. Die autogene Wiederbesiedlung der Rhön verweist auf hier vorhandene geeignete Lebensräume, der inzwischen eingetretene Rückgang der Art in der Rhön bei gleichzeitiger Bestandszunahme in nicht besser geeigneten Nachbarregionen läßt den Einfluß anthropogener Störun-

gen in der Rhön vermuten und unterstreicht die Notwendigkeit von Maßnahmen.

c) Regionale Habitatansprüche, Schlüsselfaktoren, Zielgrößen

Bruthabitat sind Altholzbestände, bevorzugt in Verzahnung mit Gewässern, Quellfluren und Grünland bei hoher Strukturvielfalt. Der Horst wird innerhalb von Wäldern meist auf Baumüberhältern angelegt; dabei ist eine stabile Nistunterlage, Gewässernähe und Störungsarmut wichtig. Zur Gewährleistung dieser Lebensraumqualitäten sind natürliche Schlüsselprozesse wie die un gelenkte Sukzession in Wäldern mit Entwicklung alter Horstbäume und Altholzbeständen sowie die natürliche Gewässerdynamik notwendig. Oft wird eine mehrjährige Nistplatz-treue beobachtet.

Das Nahrungshabitat liegt idealerweise im möglichst engen Umkreis um den Horst (< 3km), erforderlich ist zusätzlich im Umkreis bis zu ca. 15km das Vorhandensein naturnaher Feuchtgebiete, Stillgewässer, Bäche, Quellfluren und Feuchtwiesen (eigene Beobachtungen, mündl. Mitteilungen H. BRÄUTIGAM; M. HORMANN, Abgleich überregionaler Literatur).

Das Biosphärenreservat Rhön kann aufgrund der Lebensraumeignung in einigen Teilräumen als Beitrag zum überregionalen Vorkommen eine Teilpopulation (10-20 Brutpaare?) des Schwarzstorchs langfristig existieren lassen.

d) Regionale Gefährdungsfaktoren

Durchforstungen in Altholzbeständen und die Vermeidung von "Zerfallsphasen" im Wald zerstören das Nisthabitat. Am Horst wird die störungsempfindliche Tierart durch forstliche Maßnahmen zur Brutzeit stark beeinträchtigt. Weitere unbeabsichtigte, aber entscheidende Störungen durch Wanderer, Naturfreunde, Touristen u.a. kommen hinzu.

Im Nahrungsraum sind Entwässerungsmaßnahmen und Bachbegradigungen, Intensivnutzungen und Umbruch von Grünland in Bachauen entscheidende Faktoren, die negative Rückkopplung auf Nahrungstiere in Bächen und Tümpeln aufweisen. Zusätzliche unbeabsichtigte Störungen oder Belegung von Nahrungsplätzen durch die Freizeitnutzung (z.B. zeitweise Anwesenheit von Anglern) sind weitere Gefährdungsfaktoren.

Zusätzliche Lebensraumstörungen und -fragmentierungen durch Infrastruktur, Straßen und Wege, sowie durch Hochspannungsleitungen verstärken die genannten Faktoren. Individuenverluste durch Drahtanflug und Stromschlag an Hochspannungsleitungen führen zu Verlusten in der kleinen (Zuwander-)Population.

e) Fachliches Idealkonzept - Langfristige Sicherung eines ausreichenden Lebensraumpotentials mit Zulassen natürlicher Variabilität und Dynamik

Wohlfahrtswirkungen der Kernzonen: Die Sicherung und Entwicklung von Nistplätzen muß vorran-

gig durch die Ermöglichung der Naturprozesse in einigen Waldbereichen erfolgen (Sukzession, natürliche Bachdynamik). Der segregative Flächenschutz in den Kernzonen mit Verzicht aller Nutzungen inklusive dem Verzicht jeder Jagdform ist hierzu notwendig (Segregation von der Landnutzung).

Entwicklung weiterer geeigneter und großflächiger Waldbereiche, in denen die forstwirtschaftliche Nutzung "artenschutzkonform" weiterläuft: Zusätzlich zu den Kernzonen werden geeignete Waldbereiche ausgewählt, in deren Nutzung teilträumlich flexibel Altersphasen und Zerfallsphasen des Waldes mit Horstbäumen besonders zugelassen werden sollen (*Nistraum*). Naturnahe Bäche und kleine Waldtümpel als Teilhabitate (Nahrungsraum) sind mit ihrer natürlichen Dynamik (z.B. Uferdynamik, entstehende kleine Stillwasserbereiche, Verlandung) sich selbst zu überlassen (*Nahrungsraum*). In diesen Waldbereichen soll die Bewirtschaftung möglichst auf die Herbst- und Wintermonate außerhalb der Anwesenheitszeit des Schwarzstorchs verschoben werden, ohne dann das Waldbild abrupt zu verändern. Die Räume sollen insgesamt durch eine besondere Besucherlenkung und Verringerung aller Störeinflüsse großräumig beruhigt werden.

Auch außerhalb dieser Waldbereiche sollen Fließgewässer und ihre Auen maximal extensiv genutzt werden. Hier ist das Konzept für den Schwarzstorch verzahnt mit Konzepten für andere Zielarten entlang der Fließgewässer mit Offenlandauen (vgl. ALTMOOS 1997b).

Parallel muß in allen aktuell bestehenden Brutrevieren innerhalb der ausgewählten Waldbereiche, aber auch nach Spontanansiedlung in anderen Räumen, der Zugang, die Nutzung und somit *Störungen an den Horsten* im Umkreis von mindestens 300m völlig unterbunden werden.

Der Schwarzstorch profitiert von einer "Dunkelwaldwirtschaft", wie sie bei Plenter- und Femelbetrieb im Dauerwald betrieben wird. Da aber innerhalb von natürlichen oder nutzungsbedingtem "Mosaik-Zyklen" (z.B. REMMERT 1991; SCHERZINGER 1996) immer wieder auch Offenländer und lichte Waldbestände mit anderen Zielarten entstehen würden, darf eine Dunkelwaldwirtschaft nicht auf ganzer Fläche stattfinden. Auf geeigneten Teilflächen sind beispielsweise kleine Kahlschläge möglich, die eingebunden in das Gesamtverfahren für ein eigenes Kreuzotterprojekt stattfinden (NICOLAY & PETER 1997). Der Lebensraum des Schwarzstorchs wird dabei nicht wesentlich eingeschränkt, sondern teilweise ergänzt. Anhand der Ansprüche des Schwarzstorchs ist somit ein flexibles und auf mehrere Arten unterschiedlichen Anspruchstypen ausgerichtetes Vorgehen erforderlich und möglich.

Um die Akzeptanz der Maßnahmen zu fördern ist einerseits eine gezielte (Einzelgespräche mit Förstern und Waldbesitzern) und andererseits eine umfassende *Öffentlichkeitsarbeit* (Umweltbildung der Bevölkerung) wichtig.

f) Umsetzung

Für den Schwarzstorch bestehen seit Jahren einzelne Schutzaktivitäten in der Rhön, indem Horsthilfen oder Waldtümpel geschaffen wurden. Eine großflächige Lebensraumsicherung mit Blick auch auf die Ansprüche vieler weiterer Arten stand aber noch nicht im Vordergrund, obwohl diese entscheidend ist. Die nötigen Aufgaben und Maßnahmen gemäß des Idealkonzeptes werden modellhaft in Tabelle 3 zusammengestellt. Im Wald fügen sie sich in bestehende Teilziele ein, unterstützen diese und sind damit realisierbar (vgl. RÖDIG 1996). Die Umsetzung wird den zugehörigen Trägern angetragen und mit diesen abgestimmt. Dabei werden die fallbezogenen und flexiblen Detailausführungen erarbeitet. Diese sollen stufenweise in die Betriebsplanungen der Forstämter integriert und dort etabliert werden; die Maßnahmen sollen langfristig als selbstverständlicher Teil der Waldnutzung fortgeführt werden.

5. Flexibilität von Zielartenkonzepten

5.1 Einbeziehung von Variabilität und Dynamik

Alle Zielgrößen im Naturschutz und die sie fördernden Maßnahmen dürfen grundsätzlich nicht starr sein, sondern sollen gemäß der Forderung "*flexibler Leitbilder*" angepaßt an die kulturbedingte oder natürliche Landschaftsentwicklung innerhalb von Toleranzgrenzen oder oberhalb von Mindestqualitäten schwanken dürfen (vgl. z.B. JESSEL 1996; PLACHER 1996; HEIDT ET AL. 1997). Die folgenden Ausführungen stellen die notwendige Flexibilität, Variabilität und Dynamik von Zielartenkonzepten bei dem hier dargelegten Ziel- und Handlungsrahmen heraus. Dabei kann Flexibilität

- a) bei der Zielermittlung und
- b) bei den zielbezogenen Maßnahmen unterschieden werden.

a) Variabilität und Dynamik der Ziele - Zielarten als "flexible Leitbilder"

Flexible Zielartenauswahl: Die bislang verbreiteten, aber stark einschränkenden Auswahlkriterien für Zielarten von z.B. HOVESTADT ET AL. (1991) wurden erweitert und lassen mehr Variabilitäten zu: Manche Tierarten können aufgrund ihrer Verbreitung (Kernbereich, Randbereich) als Zielart ausgewählt werden. Je nach sich natürlich ändernder Verbreitung können einzelne Arten als Zielarten ausfallen und neue dazukommen. Auch die "Gefährdung einer Art" als Auswahlkriterium ändert sich. So ändern sich bei Kenntnisgewinn und natürlicherweise mit der Zeit die Zielartenauswahl und demnach auch die vordringlichen Maßnahmen. Damit wird einer natürlichen Landschaftsdynamik mit sich ändernden Verantwortungen sinnvollerweise entsprochen.

Die Zielartenauswahl und Zielartensysteme sind somit niemals starr, sondern stellen flexible, aber nach-

Tabelle 3

Arbeits- und Aktionsplan für den Schwarzstorch als Beispiel für ein Umsetzungskonzept. Diese Gliederung wird für alle Zielarten beibehalten. Flächenkonkretisierungen sind hier weggelassen (Signatur "xx" in rechter Spalte).

Nr.	Strategiebereich	Maßnahmenrahmen	Träger	Flächen- und Kartenbezug
1	Wald <u>Flächiges Lebensraum-potential</u> (unabhängig aktueller Besiedlung) Nisträume und nahe Nahrungsräume	Kernzonen-Umsetzung	Obere Naturschutzbehörden (umgesetzt)	Grebe (1995)
		Entwicklung ausgewählter geeigneter Waldbereiche (gesonderte Auswahlkriterien) darin Entwicklung von Altersphasen und natürlichen Gewässern: Absprachen, Integration in Betriebsplanungen Beruhigung (vor allem zwischen Februar und August)	Abstimmung mit Forstverwaltung und Revierförstern	xx
2	Gewässer <u>Lebensraum-potential</u> Nahrungsräume	Quellbereiche und Gewässer innerhalb und in der Nähe o.g. ausgewählter Wälder und um die Kernzonen: Sich selbst Überlassen der Bäche und Ufer im Kulturland Extensivierung: Integration in stattfindende Nutzungen, ergänzend Ankauf.	Forstverwaltung Landwirtschaftverwaltung, Landwirte	
3	<u>Störungs-minimierung um bestehende Horste</u>	Störungsvermeidung in allen besiedelten Habitaten im Umkreis von mindestens 300m um Horste.	Absprachen mit Forst oder Eigentümer	
4	Minimierung von <u>Stromschlagsverlusten</u>	Isolatoren für Stromleitungen, Verkabeln von Teilabschnitten in Auen.	Stromunternehmen	
5	<u>Öffentlichkeitsarbeit / Umweltbildung</u>	Aufklärung, gezielte Information direkt Betroffener	Projektbearbeiter	
		Veranstaltungen zur allgemeinen Akzeptanzerhöhung	divers	

vollziehbare Leitbilder dar. Damit können erforderlicher Weise fachliche Schwerpunkte verlagert werden, ohne Ziele und Maßnahmen abrupt umzukehren.

Zielartenzahl und -kollektive: Mit dem Zielartensystem und dem Vorgehen über normative Richtzahlen werden Zielartenkollektive ("Mehr-Artensysteme") auch innerhalb einzelner Lebensräume erarbeitet. Mit den unterschiedlichen Ansprüchen verschiedener Arten innerhalb des gleichen Lebensraumes

wird eine Variationsbreite der Ziele bewirkt und eine Uniformierung von Landschaft und Lebensraum vermieden.

Zielgröße einer direkten Indikation – Variabilität der Zielpopulation: Bei der direkten Indikation und Zielorientierung auf die Populationsgröße einer Zielart müssen populationsdynamische Vorgänge oder ein Vorkommen in Metapopulationen beachtet werden. Danach ist keine konstante Populations-

größe anzustreben, sondern eine Mindestpopulation zu sichern (MVP-Konzept, SHAFFER 1981; HOVESTADT ET AL. 1991). Die tatsächliche Population, aber auch die Mindestpopulation kann wiederum in Abhängigkeit der sie bestimmenden natürlichen Faktoren mit der Zeit schwanken und solche Schwankungen sind zuzulassen.

Zielgröße einer indirekten Indikation - Variabilität der Habitats: Bei der indirekten Indikation und Zielorientierung auf die benötigte Habitatqualität (z.B. Strukturen, Größe) muß eine Ausprägungsbreite oberhalb von durchschnittlichen Mindestwerten zugelassen werden. Die natürliche und die kulturbedingte Habitatveränderung muß geduldet werden, sofern die Mindestwerte nicht dauerhaft unterschritten werden. Es müssen bekannte Optimalhabitats und eine Ausprägungsbreite weiterer mindestgeeigneter Habitats in der Region zu jedem Zeitpunkt vorhanden sein und mit Maßnahmen gesichert oder neu ermöglicht werden.

Viele Arten sind innerhalb ihrer Metapopulation auf eine weite Ausprägungsbreite angewiesen und können zeitweise von scheinbar suboptimalen Qualitäten abhängen (z.B. Hochmoorlibellen, STERNBERG 1995). Die Habitatnutzung einer Art kann zeitlich und teilräumlich oft sehr verschieden sein: Beispielsweise wurde durch Detailstudien der Lebensgeschichte von Weibchen der Erdkröte an der Oberen Isar eine hohe fortpflanzungsbiologische Plastizität der Art ermittelt, wobei zeitweise Habitatpräferenzen genau eingrenzbar sind und sich von anderen Teilräumen unterscheiden (KUHN 1993). Die verschiedenen Habitatqualitäten müssen dabei nicht fest am gleichen Ort liegen, sondern dürfen in Zeit und Raum wechseln. Dieses entspricht einer natürlichen Umweltvariabilität und Dynamik, ermöglicht Reaktionen auf veränderte Umweltbedingungen und unterstützt langfristig eine innerartliche genetische Vielfalt als Teilkonzept der Evolution und Biodiversität (vgl. BLAB ET AL. 1995; PLACHTER 1996).

Die Zielstellung eines breiten Ausprägungsspektrums an Habitats nach der Sicherung der Optimalhabitats für eine Zielart dient zugleich zur Absicherung der Fachkonzepte bei Kenntnisdefiziten: Innerhalb eines breiten Ausprägungsspektrums von mehreren grundsätzlich geeigneten Habitats sind mit hoher Wahrscheinlichkeit die vielleicht noch unbekannt, aber erforderlichen Schlüsselfaktoren und (Detail-)Qualitäten für eine Art im Raum vorhanden. Nach Kenntniserwerb können diese dann wiederum besonders gefördert werden, wobei auch dann eine Ausprägungsbreite und Variabilität mit vielen verschiedenen geeigneten Habitats in der Region ermöglicht werden muß.

b) Variabilität und Dynamik der Maßnahmen

"Prozesse" als vorrangige Managementoption für die Habitatentwicklung: Das Einbeziehen von Phasen der Nutzung (z.B. ökonomisch und naturschutzfachlich sinnvolle Beweidung oder Mahd) oder von

natürlichen Prozessen (z.B. Teilphasen der Sukzession) und deren Lenkung (z.B. Bereitung von Initiaten, Unterbrechung) soll ein sinnvoller, flexibler und vorrangiger Teil des Managementes geeigneter Habitats für Zielarten sein (vgl. z.B. RINGLER 1995; PLACHTER 1996; SCHERZINGER 1996; 1997; ALTMOOS 1997a). Dann stellt quasi ein "zeitweiser Prozessschutz" den naturmächsten und ökonomischsten Weg zum Ziel dar. Dabei sollen "natürliche Zufälle" explizit zugelassen werden.

Im Gegensatz dazu stellt in einem enger definierten Prozessschutz die natürliche Entwicklung Ziel und Weg zugleich dar; ein eventuelles Verschwinden der Zielarten und Etablierungen anderer Arten sind als wertneutral hinzunehmen (z.B. ALTMOOS & DURKA 1998), in der Rhön soll dies für die Kernzonen gelten.

Variable Nutzungsprozesse und Zufälle im Habitatmanagement für Zielarten: Nutzungen und ersatzweise auch die sie simulierende "Pflege" müssen für viele Zielarten variabel sein. Frühere Nutzungen waren oft von Unregelmäßigkeiten und Zufällen geprägt, an die viele Zielarten der Kulturlandschaft angepaßt oder von denen sie gar abhängig sind. Im Management und der Pflegenutzung müssen daher innerhalb größerer Räume wieder "Zufälle" und "Unregelmäßigkeiten" auf Flächen zugelassen werden, um möglicherweise positive und kaum vorhersehbare Entwicklungen für (Ziel-)Arten zuzulassen. Beispielsweise blieben bei der Mahd in der Rhön immer wieder unbeabsichtigt und unregelmäßig einzelne Wiesenstreifen ungemäht stehen, wenn z.B. Krankheiten den Bewirtschafter zeitweise beeinträchtigten oder durch Besitzerwechsel kurzzeitig und teilräumlich verschiedene Nutzungen zeitweise unterblieben. Von solchen Zufällen und Unregelmäßigkeiten profitiert beispielsweise die Zielart Wachtelkönig: Die Art ist auf langgrasige Rasen angewiesen, wie sie heute fast nur noch in Feuchtbereichen existieren. Zur Nahrungssuche benötigt der Vogel aber auch offene oder kurzrasige Flächen, so daß die Habitatansprüche mit einem "zufälligen" und insgesamt extensiven Nutzungsmosaik im Grünland erfüllt werden (vgl. KOLB 1997). Die Art besiedelt derzeit wieder verstärkt einige Grünländer der Rhön, weil dort zunächst unbeabsichtigt geeignete Habitats entstanden, deren Wert nun herausgehoben wird. Die Habitats sollen nun flexibel innerhalb eines großräumigen Nutzungs- und Pflegemosaiks erhalten und weiter entwickelt werden (KOLB 1997; ALTMOOS 1997b; GREBE 1998).

Funktionsänderungen von Nutzungen zum ökonomisch sinnvollen Habiterhalt: Eine Habitatpflege, die ökonomisch entkoppelt ist, darf nur vorübergehend erfolgen (z.B. JEDICKE 1994; RINGLER 1995). Wenn die erwünschten Habitats nicht mehr ökonomisch tragfähig sind, muß über eine Funktionsänderung der Habitatnutzung nachgedacht werden, so daß die erforderlichen Habitats politisch oder ökonomisch sinnvoll erhalten werden. Dieses

entspricht den Vorgängen in der Kulturlandschaftsgeschichte und hat immer wieder zum Fortbestand, zum Verschwinden, aber auch zum Neuentstehen heute "schützenswerter" Lebensräume geführt (Übersicht bei KÜSTER 1995; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

In der Rhön werden beispielsweise in einer "Rhöner Apfelinitiative" neue Absatzmärkte und Nutzungsfunktionen für Streuobstbestände erschlossen (KRENZER & ZÖLL 1997), die nicht vollständig mit den traditionellen Funktionen und Nutzungen übereinstimmen. Dadurch wird der Lebensraum "Streuobst" bei veränderter Funktion erhalten. Es ergeben sich gegenüber früherer Nutzung veränderte Bewirtschaftungsweisen, die zu einer Variation bisheriger Habitatstrukturen führen. Bei grundsätzlicher Erhaltung des Artenbestandes werden im Detail einige Tierarten negativ, andere hingegen positiv beeinflusst. Es kann zu einer Verschiebung der Dominanzen und langfristig auch des Arteninventars kommen. Dieses entspricht weitgehend einer "natürlichen" Dynamik der Kulturlandschaft und muß zugelassen, nach KONOLD (1998) sogar gefördert werden.

5.2 Lösung von Zielkonflikten

Zielarten unterschiedlicher Habitatansprüche schließen sich langfristig auf gleicher Fläche aus oder verhindern eine Optimierung der Fläche für die jeweils andere Art. Der Neuntöter als Zielart im Halboffenland und die auf großflächiges Offenland angewiesene Bekassine sind dafür plakative Beispiele. Zwar besitzen solche Arten auch einen Überlappungsbereich ihrer Ansprüche, so daß sie zeitweise beide auf einer Fläche in unterschiedlicher Individuendichte vorkommen können. Doch stellt sich dann die Frage, ob und wie diese Einzelfläche zukünftig entwickelt und optimiert werden soll.

Die Zielkonflikte zwischen einzelnen Zielarten unterschiedlicher Habitatansprüche auf gleicher Fläche können nach dem hier erarbeiteten Konzept mit dem Blick auf die Gesamtregion sowie der nachvollziehbaren Prioritätenstufung von Zielarten entschärft werden. Dieses ist bei vielen früheren Praxisanwendungen ohne regionsbezogenes Zielartenkonzept nicht möglich und stellte auch in der Rhön in der Vergangenheit oft ein Problem dar. Hierbei darf aber nicht zu schematisch vorgegangen werden, da jede Fläche und jede Teilpopulation natürlicherweise ein Unikat darstellt. Vielmehr können prinzipielle Leitlinien abgeleitet werden, die einzelfallbezogen diskutiert und flexibel gehandhabt werden sollen. Ein solcher Zielabgleich ist Teil des Maßnahmenkonzeptes in der Rhön (vgl. Tab. 4):

1. Ein notwendiger Blickwinkel über Einzelflächen hinaus ordnet die betreffende Fläche in den regionalen Zusammenhang ein: Ist die Fläche für die Erhaltung einer der konkurrierenden Arten in der Gesamtregion sehr bedeutend oder sogar unverzichtbar, dann ist jene Art hier vordringlich zu berücksichtigen? Dabei müssen wiederum direkte

Indikation (aktuelle und zu erwartende Populationsgröße) und indirekte Indikation (Habitatqualität unabhängig von der aktuellen Populationsgröße) berücksichtigt werden. Wenn es bei dieser Frage eine deutliche Entscheidung gibt, kann die für diese Einzelfläche strategisch vordringlichere Art festgestellt werden. Zugleich können in der Gesamtregion beide Arten gleichermaßen erhalten und gefördert werden, da die hier nachrangige Art und ihr Habitat dann offenbar noch auf genügend weiteren geeigneten Flächen vorkommt.

2. Die hergeleitete Prioritätenstufung innerhalb der Zielarten (vgl. Abb. 2, unterer Teil) verweist auf die generell naturschutzstrategisch vordringlichere Zielart. Gerade wenn beide Arten gleichermaßen im regionalen Zusammenhang auf eine Fläche besonders angewiesen sind, können dadurch naturschutzstrategisch sinnvolle und nachvollziehbare Prioritäten gesetzt werden. Dann können jedoch die Erhaltungschancen für die hier nachrangige Art in der Region vermindert sein.

6. Tauglichkeit: Vorteile und Grenzen von Zielartenkonzepten

6.1 Vorteile

Mit dem hier dargelegten flexiblen Zielartenkonzept und mit zugehörigen Praxiserfahrungen können folgende Vorteile für erfolgsversprechenden Artenschutz herausgestellt werden:

Die Konkretisierung von Zielarten- und Zielartensystemen auf Regionsebene entspricht Forderungen nach überschaubaren und zugleich fachlich *sinnvollen Handlungsräumen*. Gegenüber der Betrachtung von Einzelflächen wird damit eine Einordnung von Vorkommen und Maßnahmen in einen räumlichen Zusammenhang und eine verbesserte Lösung möglicher Zielkonflikte innerhalb einer Region ermöglicht.

Mit dem methodischen Rahmen für die Auswahl von regionalisierten Zielarten und ihrer weiteren Prioritätenstufung wird eine nachvollziehbare Bewertung und *Prioritätensetzung* ermöglicht, bei der verschiedene naturschutzstrategische Kriterien zum Tragen kommen. Damit kann der *Mitteleinsatz im Naturschutz* effektiviert werden.

Durch Berücksichtigung unterschiedlicher Raumebenen, Anspruchstypen und Tiergruppen in der Methode der Erstellung eines Zielartensystem wird die Gefahr einer einseitigen Landschaftsentwicklung, die nur auf die Bedürfnisse weniger Arten ausgerichtet ist, entscheidend minimiert. Damit wird trotz Einschränkung auf Einzelarten eine im Artenschutz *größtmögliche Repräsentanz und ein Mitnahmeeffekt* für die regionale Biodiversität und andere Naturschutzziele (abiotische Ressourcen, Landschaftsbild) mitverfolgt.

Speziell mit attraktiven Zielarten kann die *Akzeptanz für Naturschutz* besonders gut aufgebaut oder ge-

Tabelle 4

Entscheidungshilfe bei Ziel- und Maßnahmenkonflikten auf einer Einzelfläche zwischen den dort vorkommenden Zielarten A und B, die sich mit ihren Ansprüchen einander auf gleicher Fläche ausschließen.

	1. Bewertungsschritt Regionale Bedeutung der Fläche für die Art Prüfe: Stellung der Fläche für die Art in der Region: • Verbreitung der Art in der Region • Populationsgröße • Habitatqualität	2. Bewertungsschritt (falls kein großer Unterschied nach Schritt 1) Regionale Bedeutung der Art Prüfe: Naturschutzstrategische Prioritätenstufe der Art: • Zielarteninterne Prioritätenstufung nach Auswahlmethode, Abb. 2
Entscheidung für Zielart A:	Zielart A innerhalb der Region von dieser Fläche besonders abhängig	Zielart A mit höherer Prioritätenstufe
Entscheidung für Zielart B	Zielart B innerhalb der Region von dieser Fläche besonders abhängig	Zielart B mit höherer Prioritätenstufe

stärkt werden werden. Damit wird ein Schlüsselfaktor für die praktische Umsetzung vor Ort angeboten: Vor allem in der Praxis entfaltet der Symbolcharakter von Arten eine hohe Suggestivkraft. Zielarten können als "Qualitätssymbole" und "Sympathieträger" dargestellt werden (Rhön: "Schleiereule – der gute Geist im Dorf", ALTMOOS 1997b). Beliebte Einzelarten wurden schon immer als "Flagschiffe" des Naturschutzes ausgewählt, die hier aber in einen fachlichen Gesamtrahmen eingebunden werden.

Zielarten, ihre Populationen und Habitate stellen ein nachvollziehbares *konkretes Ziel-, Bezugs- und Kontrollsystem* für Qualitäts- und Flächenanforderungen in der Landschaft dar, insbesondere für die nicht über Biotope, Vegetation oder Strukturen abbildbaren vielfältigen räumlich-funktionalen Beziehungen in einem Kulturlandschaftsmosaik. Objekte der daraus folgenden Planung sind besonders die Habitate der Zielarten und ausdrücklich die zugehörige Dynamik. Anhand der Ansprüche von Zielarten kann eine nachvollziehbare *Quantifizierung von Flächenansprüchen und Landschaftsqualitäten* erfolgen (vgl. VOGEL ET AL. 1996). Der Artenschutz beschränkt sich damit zurecht nicht mehr nur auf einige Sonderstandorte, sondern zwingt zur *großräumigen und funktionalen Betrachtung des Gesamttraumes* und der verschiedenen (Teil-)Le-

bensräume der Zielarten einschließlich von dazwischenliegenden Flächen.

Zielarten und ihre Populationen können als flexible Leitbilder aufgefaßt werden, die mit flexiblen Maßnahmenkonzepten erhalten und entwickelt werden können. Dies erfüllt Forderungen nach einem *Verlassen starrer Landschaftsplanung*. Das Konzept ermöglicht eine sinnvolle Einbeziehung neuer und künftiger Erkenntnisfortschritte der Naturschutzforschung.

6.2 Konzeptionelle Grenzen

Trotz der grundsätzlichen Vorteile müssen fünf Problemfelder beachtet werden, mit denen die konzeptionellen Grenzen des Zielartenkonzeptes erreicht werden. Dazu werden Hinweise zur Minimierung möglicher Fehlanwendungen gegeben:

a) Problem "Mitnahmeeffekt"

Der gewünschte und wichtige Mitnahmeeffekt von Zielarten ist selten wirklich zu belegen, sondern muß in der Praxis oft abgeschätzt werden. Mitnahmeeffekte können zudem regional verschieden sein, da auch die Habitatansprüche von Tierarten regional variieren können.

Dennoch bleibt er ein wichtiges und nützliches Auswahlkriterium. Durch eine Korrelation von Verbrei-

tungsmustern unterschiedlicher Arten kann der Mitnahmeeffekt modelliert werden (z.B. HUK 1997), jedoch kann dies nur eine deskriptive Konkretisierung und keine kausale Analyse sein. Eine detaillierte autökologische Kenntnis und regionale Analyse der Zielarten kann den Mitnahmeeffekt genauer beschreiben. Für überprüfbarere Aussagen bei Zielarten mit unbekanntem oder schwer zu messendem Reaktionsverhalten soll das Zielartensystem durch geeignete regionale Leit- und Zeigerarten unteretzt werden. Letzte Unsicherheiten beim Mitnahmeeffekt können in der Praxis aber niemals vermieden werden. Es besteht keine "Zwangsläufigkeit des Mitnahmeeffekts": Nicht in jedem Fall werden bei Vorkommen einer Zielart oder bei Eignung ihres Lebensraumes weitere Arten tatsächlich gefördert. Neben den angesprochenen Unsicherheiten in der Abschätzung von Mitnahmeeffekten besitzen die einzelnen Arten oft ein sehr spezifisches Reaktionsverhalten.

Umgekehrt muß ein Fehlen einer Zielart nicht zwangsläufig das Ausbleiben anderer Arten nach sich ziehen. In der Rhön läßt beispielsweise ein für die Zielart Birkhuhn geeigneter Landschaftsausschnitt das Vorkommen vieler anderer Halboffenlandarten und Wiesenarten erwarten, die jedoch alle auch in für sie geeigneten birkhuhnfreien, teilweise sogar für das Birkhuhn ungeeigneten Habitaten ausreichend vorkommen. Grund dafür könnte die Zerschneidung des Birkhuhnlebensraumes durch Wege und Straßen sein, mit denen die großräumigen Ansprüche dieser störungsempfindlichen Tierart nicht mehr erfüllt werden können, während die weniger raumbanspruchenden und störungsunempfindlicheren Arten im gleichen Raum noch ihre Ansprüche erfüllt bekommen.

Der aktuelle und anhaltende Bestandsrückgang des Birkhuhnes in der Rhön führte demnach nicht zum Rückgang der "mitzunehmenden" Arten. Durch Lebensraumverbesserungen für das Birkhuhn wurden sie gefördert, was auf die Sinnhaftigkeit dieser anhand des Birkhuhns abgeleiteten Maßnahmen verweist. Eine zu enge Auslegung des Naturschutzfolges nur am Vorhandensein oder der Populationsgröße einer einzigen Zielart kann leicht zu Unterbewertungen und Fehlschlüssen führen. Weitere Arten mit ihren Habitaten und Reproduktionserfolgen müssen mitberücksichtigt werden (vgl. Abb. 10).

Viele der von den Lebensraumansprüchen des Birkhuhnes profitierenden Tierarten besitzen innerhalb ihres eigenen Lebensraumes wiederum spezifische Mitnahmeeffekte für andere Arten. Dies verweist auf die erforderliche Differenzierung von Mitnahmeeffekten in verschiedenen, sich aber durchdringenden Raumebenen, wie sie unter Pkt. 3.1 erläutert und mit Abbildung 3 illustriert werden.

b) Problem "Indikation für Maßnahmenableitung und in der Erfolgskontrolle"

Häufig wird als praktikable Eigenschaft des Zielartenkonzeptes angegeben, daß Maßnahmenbedarf und Erfolg direkt aus Anwesenheit oder Populati-

onsgröße der Zielart abgeleitet werden können. Dabei bestehen jedoch methodische Einschränkungen, die durch die Kombination aus direkter und indirekter Indikation verkleinert, aber selten ausgeschlossen werden können (vgl. Tab. 2). Besonders häufig sind folgende Quellen möglicher Fehlschlüsse, die auf die Notwendigkeit von Langzeituntersuchungen und Dauerbeobachtungen über Einzelflächen hinaus verweisen:

- Das Fehlen einer oder mehrerer Ziel- oder Leitarten auf einer Einzelfläche kann verschiedene natürliche Ursachen haben: Beispielsweise kann eine natürliche Metapopulationsdynamik zu kurzfristigem Aussterben der Zielart auf einer Fläche trotz deren grundsätzlicher Eignung führen. Dann darf nicht auf Untauglichkeit der Fläche oder auf Erfolglosigkeit der Maßnahmen geschlossen werden.
- Umgekehrt können bei Überschußpopulation auch ungeeignete Flächen, bevorzugt in der Nachbarschaft geeigneter Biotope, zeitweise von Zielarten besiedelt werden, obwohl diese normalerweise suboptimal oder gar ungeeignet sind. Dann darf nicht auf Eignung der Fläche oder auf Erfolg von Maßnahmen geschlossen werden.

c) Problem "Regionale Wirkungsgrenzen"

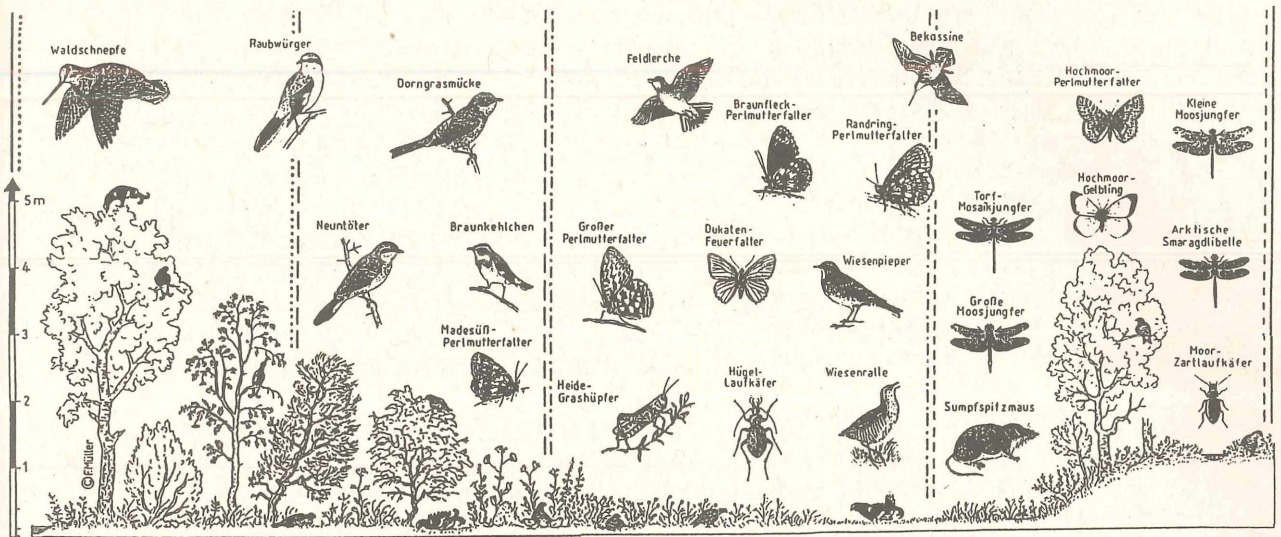
Regionen wurden als sinnvolle Bezugs- und Handlungsräume herausgestellt: Mit Bezug auf solche Gesamtträume können verbreitete Defizite des Artenschutzes minimiert werden. Konzeptionelle Grenzen von regionsbezogenem Zielartenschutz werden aber erreicht, wenn außerhalb der Region liegende Faktoren maßgeblichen Einfluß auf die regionale Zielartpopulation haben. Großräumige Stoffflüsse, Eutrophierung, Klimaänderung und bei Fernziehern Gefährdungsfaktoren im Winterquartier bzw. während des Zuges führen zu einer Begrenzung der regionalen Handlungsfähigkeit.

Aus den Regionen heraus muß somit der Blick auf überregionale Probleme und besonders für die Fernzieher (Vögel, Fledermäuse u.a.) auch auf Probleme in entfernten Regionen und anderen Erdteilen gelenkt werden. Ein Engagement des Artenschützers auch für andere Umweltschutzbelange ist angesichts des großräumigen Einflusses genannter Ungünstfaktoren parallel nötig.

Die eigene Region hat jedoch oft eine wichtige Teilverantwortung inne. Hier kann und muß konkret gehandelt werden. Die genannten Wirkungsgrenzen verweisen demnach nicht auf eine generelle Untauglichkeit des Regionskonzeptes, sondern auf einen tierartspezifisch unterschiedlich wichtigen und dann notwendig erweiterten Horizont von Maßnahmen und Beurteilungen.

d) Problem "Zielartensystem - Risiko der Nichtberücksichtigung wichtiger Qualitäten der Region"

Für ein Zielartensystem müssen schematische Einteilungen und Abschätzungen erfolgen. Nur so erhält man eine überschaubare Repräsentanz der re-



„Mitnahmewirkung“ bei Lebensraumerhaltung:
Mögliche Erfüllung der Lebensraumsprüche weiterer (Ziel-)Arten
innerhalb des Gesamtlebensraumes des Birkwildes



Ansprüche des Birkwildes an seinen Lebensraum

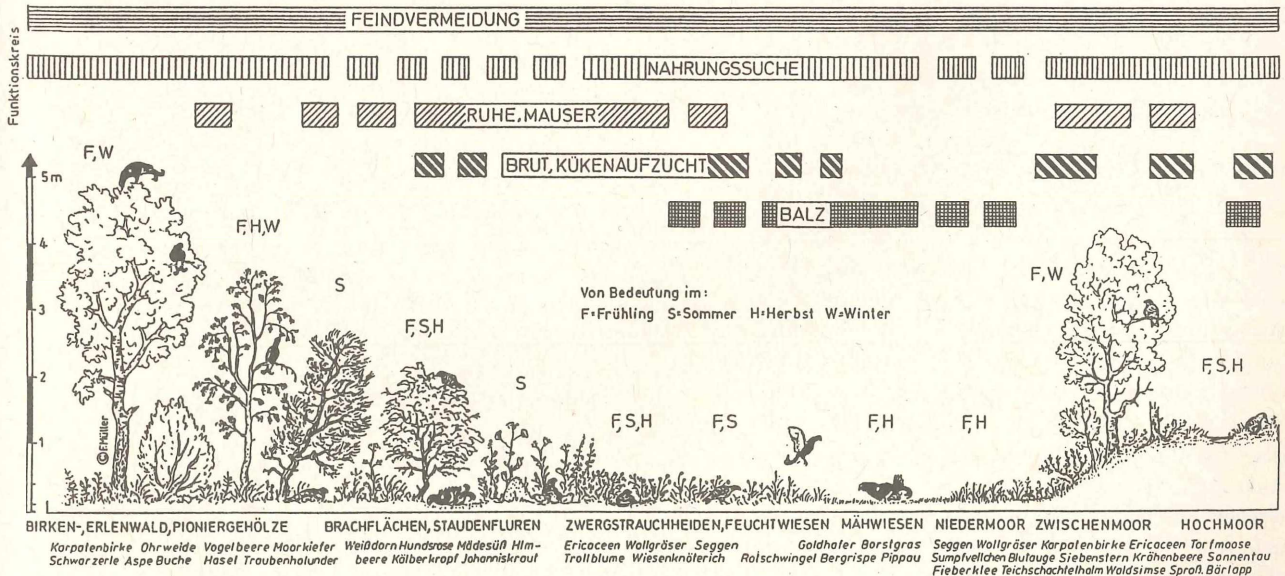


Abbildung 10

Illustration der Möglichkeiten und Grenzen des "Mitnahmeeffektes" am Beispiel der Habitatsprüche des Birkhuhnes im Biosphärenreservat Rhön (Zeichnung der Lebensräume und Arten: MÜLLER 1996, leicht verändert). Die Habitatsprüche des Birkhuhnes verweisen auf vielfältige Lebensräume in einem Landschaftsausschnitt (unten). Bei Erfüllung der Ansprüche für das Birkhuhn können viele andere Arten mit geringerem Flächenanspruch profitieren, die Teile des Birkhuhnlebensraumes als ihren regionalen Gesamtlebensraum benötigen (oben). Mit Analyse der "mitzunehmenden" Arten zeigt sich aber, daß sie auch spezielle Habitatsprüche aufweisen, die nicht alleine durch die Lebensraumeignung für das Birkhuhn indiziert werden. Die Arten können daher auch in für sie geeigneten birkhuhnfreien bzw. für das Birkhuhn sogar ungeeigneten Lebensräumen vorkommen.

gionalen Biodiversität. Wie unsicher und schematisch aber eine solche Einteilung gegenüber den tatsächlichen natürlichen Verhältnissen sein kann, wird für die Abgrenzung von Mobilitätstypen anhand der Heuschreckenart *Sphingonotus caerulans* (Blaufügelige Sandschrecke) illustriert (Abb. 11): Zwar scheint die Tierart einem Mobilitätstyp "kleiner als 100m" nach der diesbezüglichen Häufigkeitsverteilung zuordenbar zu sein, doch einige Individuen weisen eine höhere Aktionsdistanz und wenige Individuen sogar eine sehr große Aktionsdistanz auf. Diese wenigen Individuen innerhalb der Häufigkeitsverteilung können als "Zufälle" abgetan werden, doch sie sind möglicherweise entscheidend für die Ausbreitung der Art und ihren Fortbestand.

Anspruchstypen sind somit wie jede Einteilung eine fehleranfällige und ungenaue Abgrenzung. Streng genommen stellt (fast) jede der ca. 20.000 Tierarten der Rhön einen eigenen Anspruchstyp dar; zudem bestehen innerartlich individuelle Unterschiede. Ein Zielartensystem ist somit immer nur als grober Kompromiß zwischen praktikabler Überschaubarkeit und detaillierter Vielgestaltigkeit zu verstehen, der verbessert werden kann, aber letztlich nie optimal sein wird. Die triviale Erkenntnis, daß die Natur sich in kein Schema pressen läßt, aber genau dies hier getan wird und zwecks Praktikabilität auch getan werden muß, verweist nicht auf eine generelle Untauglichkeit des Konzeptes, sondern auf die naturgegebenen Grenzen aller menschlichen Konzepte. Die fließenden Grenzen und die unüberschaubaren Vielgestaltigkeiten der Natur müssen von jedem Anwender im Hinterkopf behalten werden.

Die hier vorgestellte Methode zur Erstellung von Zielartensystemen verkleinert bereits bewußt mögliche größere Repräsentanzlücken. Die konzeptionellen Grenzen diese Methode bestehen aber generell.

e) Problem "Unzureichender Wissensstand"

Das Zielartenkonzept und daraus abgeleitete Maßnahmen sind abhängig vom aktuellen Wissensstand der Artvorkommen, ihren regionalen Ansprüchen und Gefährdungen. Ein detaillierter und vollständiger regionaler Kenntnisstand im Sinne der Abbildung 7 besteht meist (noch) nicht und ist bestenfalls oft nur näherungsweise möglich. Wie in der Rhön bestehen für viele Regionen heterogene Datenlagen: Zu einigen Zielarten können ausreichende Aussagen mit wenigen Unsicherheiten getroffen werden, für andere Zielarten können nur überregionale Allgemeinheiten mit großen regionalen Unsicherheiten abgeleitet werden.

Dieses begrenzt jeweils die Genauigkeit, Zuverlässigkeit und den aktuellen Wirkungsgrad der Zielartenkonzepte. Erkenntnisfortschritte können und sollen aber laufend in das Ziel- und Maßnahmenkonzept einbezogen werden.

6.3 Schlußfolgerungen und Ausblick

Aufgrund der besprochenen Vorteile des Zielartenkonzeptes stellt es ein wichtiges strategisches In-

strument im Naturschutz dar. Der erarbeitete und dargestellte flexible methodische Rahmen minimiert früher verbreitete Schwächen. Damit stellt ein solches Zielartenkonzept eine grundsätzlich taugliche Teilstrategie im Naturschutz dar.

Aufgrund der konzeptionellen Grenzen dürfen Zielartenkonzepte jedoch nicht als Allein- oder Ausschlußinstrumente verwendet werden (vgl. RECK ET AL. 1994). Sie erweitern zwar den bisherigen Einzelartenschutz und führen zu Mitnahmewirkungen nicht nur für viele Arten, sondern auch zur Erfüllung von Aufgaben anderer Naturschutzstrategien, können diese aber niemals vollständig berücksichtigen. Zielartenkonzepte müssen durch möglichst viele weitere Konzepte in der Region begleitet werden: Naturschutzkonzepte, die beispielsweise auf einigen Flächen auch ohne Einzelartenbezug ressourcenschonende Landnutzungsprozesse oder ungestörte Naturprozesse zum Ziel haben.

Speziell ein "Prozeßschutz" als "bewußtes Zulassen aller natürlichen und selbständig ablaufenden Vorgänge" auf einigen geeigneten und ausgewählten Referenzflächen in jeder Region ermöglicht ein Artenspektrum unter den vorherrschenden Umweltbedingungen und stellt eine eigene sinnvolle Teilstrategie im Naturschutz dar. Nachdem lange Zeit die natürliche Dynamik im praktischen Naturschutz zu wenig berücksichtigt wurde, stellt aber heute "Prozeßschutz" geradezu ein Modewort des Naturschutzes dar. Wie bei Zielartenkonzepten besteht die Gefahr der falschen Anwendung, und es müssen *regionspezifisch* die Möglichkeiten und Grenzen herausgearbeitet werden. Dabei muß unterschieden werden:

- Prozeßschutz im engeren Sinn und als Einstellung aller menschlichen Nutzungen, wie er großräumig in Nationalparks notwendig ist (SCHERZINGER 1997), in Kernzonen des Biosphärenreservates Rhön kleinflächiger umgesetzt werden soll (GREBE 1995), sowie darüber hinaus großflächiger nur in Bergbaufolgelandschaften möglich und wichtig ist (ALTMOOS & DURKA 1998). In weiten Teilen der Kulturlandschaft ist ein Sich-Selbst-Überlassen vieler Flächen aufgrund der historisch gewachsenen und nutzungsbedingten Landschaftsqualität und Artenvielfalt nicht vorrangig sinnvoll; ein solcher strenger Prozeßschutz ist dort aber auch nicht ganz auszuschließen, soll aber nur sehr kleinflächig die Kulturlandschaft durchsetzen (z.B. an Fließgewässern) und auf wenige und vorsichtig ausgewählte Teilräume beschränkt sein.
- Prozeßschutz als Zulassen und Förderung bestimmter Vorgänge in der Kulturlandschaft als zeitweiser Weg zu einem zuvor definierten Ziel, z.B. der Förderung definierter Habitatentwicklungen für Zielarten. Dabei werden meist nutzungsbedingte Prozesse (ökonomisch sinnvolle Mahd- oder Beweidungsweisen) und natürliche Prozesse (z.B. Sukzession, Fließgewässerdyna-

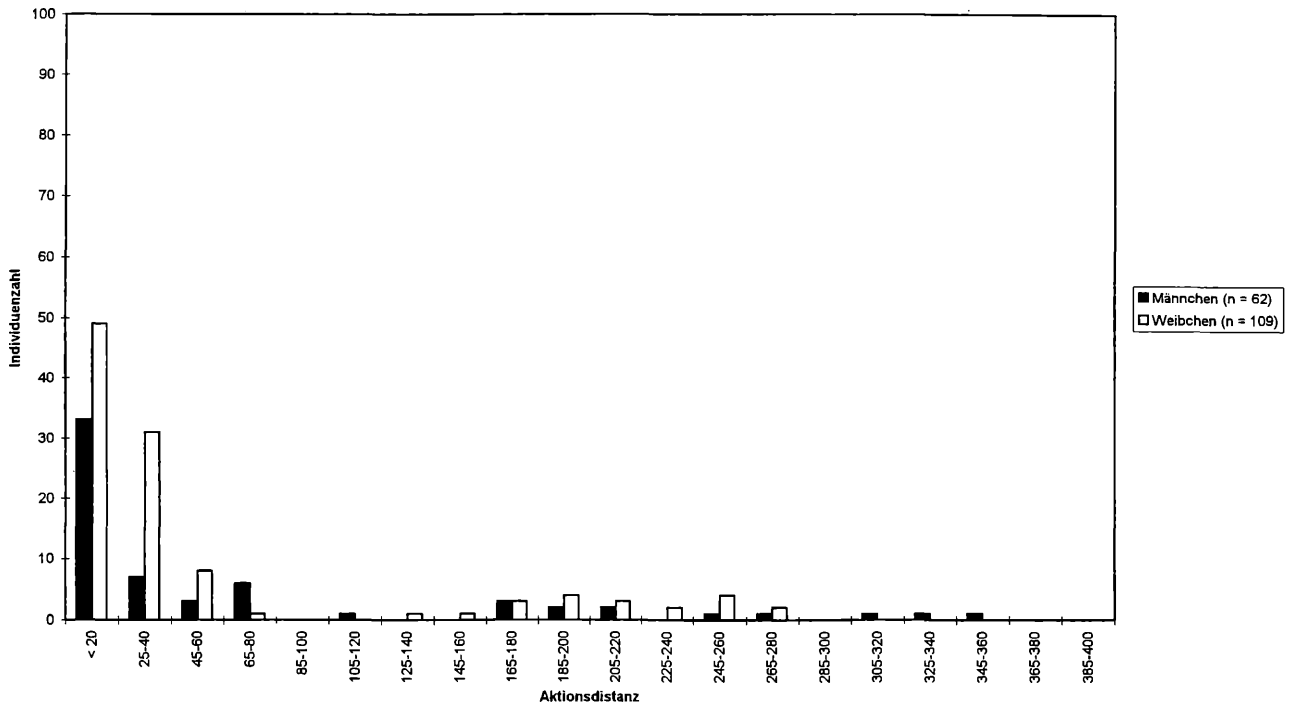


Abbildung 11

Beispiel für die Problematik einer Einteilung von Anspruchstypen anhand der Verteilung von individuellen Aktionsdistanzen [m] der Heuschrecke *Sphingonotus caeruleus* (Untersuchungen zur Mobilität der Art im Tagebau Bockwitz bei Leipzig 1996, n = 171 individuell markierte Individuen, ALTMOOS unpubl.). In einer schematischen Einteilung der Art in einen Mobilitätstyp zur Erstellung von Zielartensystemen würden die wenigen Individuen mit hoher Aktionsdistanz meist unberücksichtigt bleiben. Sie können aber über die Ausbreitung, Etablierung und Fortbestand der Art im Raum entscheiden. Dieses verweist auf ein Risiko der Nichtberücksichtigung wichtiger Ansprüche, Variablen und Schutzgütern bei praktikablen Zielartensystemen.

mik) unterschieden (vgl. ALTMOOS 1997a; WALTER ET AL. 1998). Dies ist ein wichtiger Teil im hier vorgestellten Zielartenkonzept.

Keine einzelne Naturschutzstrategie darf als alleiniges Konzept verfolgt werden, da jede Teilstrategie eigene Stärken, aber auch konzeptionelle Grenzen aufweist. Jede Strategie besitzt zwar auch unterschiedlich starke Positivwirkungen für andere Ziele und Strategien, kann diese aber niemals vollständig berücksichtigen. Dies gilt für Zielartenkonzepte und Prozessschutz, aber auch für die Strategien einer ressourcenschonenden Landnutzung ohne jeden Einzelartbezug, der Entwicklung bestimmter Landschaftsbilder aus ästhetischen Gründen, des Schutzes von Pflanzenarten oder des Schutzes strukturell definierter Biotoypen.

Das hier vorgestellte Zielartenkonzept besitzt insgesamt die vorteilhafte Eigenschaft, fachliche Zielvorstellungen und Maßnahmen des Artenschutzes zu einer regionsbezogenen Grundstruktur zusammenzufassen. Damit wird eine Handlungsbefähigung im Artenschutz mit zahlreichen Mitnahmewirkungen erreicht. Ohne diese Grundstruktur würden oft falsche fachliche Prioritäten gesetzt, der Artenschutz würde sich leicht in vielen Einzelaktivitäten verlieren, die nicht aufeinander abgestimmt und folglich

weniger erfolgversprechend wären. Diese "Grundstruktur Zielartenkonzept" muß aber auch durch Berücksichtigung weiterer Tierarten, die nicht unbedingt "Zielarten" sein müssen, verfeinert werden.

Das Zielartenkonzept im hier vorgestellten Sinne ist bewußt offen und flexibel, um ständig Erkenntnisfortschritte einbeziehen zu können. Praxiserfahrungen sollen ebenfalls zur Verfeinerung oder für Modifizierungen herangezogen werden. Damit einher muß eine stetige und iterative Optimierung des Konzeptes und der zugehörigen Praxis gehen.

Dank

Die konzeptionelle Arbeit zum Zielartenkonzept am Beispiel des Biosphärenreservates Rhön und ein Anschub der zugehörigen Praxis findet als Teil des Projektes "Zoologischer Artenschutz im Biosphärenreservat Rhön" der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON) und der Zoologischen Gesellschaft Frankfurt von 1858 e.V. - Hilfe für die bedrohte Tierwelt (ZGF) statt. Die ZGF ermöglichte durch ihre finanzielle Unterstützung die Erarbeitung der länderübergreifenden Konzeption und Praxis, die Stiftung Hessischer Naturschutz fördert die Praxisumsetzung für die hessische Rhön. Besonderer Dank gilt Dieter Kositschik, Dr. Ursula

Mothes-Wagner und Karl Raab (HGON) für ihre engagierte administrative Mitabsicherung des Projektes. Karl-Heinz Kolb, Doris Pokorny (Bayerische Verwaltungsstelle, BR Rhön), Ewald Sauer und Heinrich Heß (Hessische Verwaltungsstelle, BR Rhön), Dr. Jochen Tamm (Obere Naturschutzbehörde Kassel), Dr. Franz Müller und Dr. Wolfgang Fröhlich (HGON) danke ich für viele inhaltliche Diskussionsbeiträge zu Konzept und Praxis des Zielartenkonzeptes in der Rhön. Allen Kennern der Rhön gebührt Dank für Informationen über Tierartenvorkommen. Reinhard Eckstein betreute die Tierartdatenbank. Ursula Steffens gestaltete die Abbildungen 2, 3, 4, 8 und 9. Dr. Franz Müller stellte die Zeichnungen zur Abb. 10 zur Verfügung.

Literatur

ALTMOOS, M. (1997a):

Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz. Modellregion Biosphärenreservat Rhön.- HGON-Verlag, Echzell: 235 S.

——— (1997b):

Zoologischer Artenschutz im Biosphärenreservat Rhön. Übersicht zur Konzeptentwicklung und Praxis von Artenschutz in einer Modellregion.- Jahrbuch Naturschutz in Hessen 2: 24-36.

ALTMOOS, M. & W. DURKA (1998):

Prozessschutz in Bergbaufolgelandschaften. Eine Naturschutzstrategie am Beispiel des Südraumes Leipzig.- Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 291-297.

BALDISIUS, R. (1988):

Zeichnung aus: Satyricon 1988.- International exhibition of satiric drawings, Legnica / Polen.

BLAB, J. (1983):

Entwicklung von Artenhilfsprogrammen am Beispiel der Tagfalter- und Widderchenfauna der BRD.- Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 34: 87-113.

——— (1993):

Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24; 3. Aufl. Kildaverg, Greven: 479 S.

BLAB, J.; M. KLEIN & A. SSYMANK (1995):

Biodiversität und ihre Bedeutung für die Naturschutzarbeit.- Natur und Landschaft 70: 11-18.

EBERT, G. & E. RENNWALD (Hrsg., 1991):

Die Tagfalter Baden-Württembergs.- Ulmer, Stuttgart, 2 Bde.

ECKSTEIN, R. (1998):

Tierart- und Literaturdatenbank Biosphärenreservat Rhön.- unveröff. Auftragsarbeit für das Projekt "Zoologischer Artenschutz im Biosphärenreservat Rhön" HGON, Echzell.

FISCHER, S.; P. POSCHLOD & B. BEINLICH (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften.- Beihefte Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 83: 229-256.

FLADE, M. (1994):

Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung.- IHW-Verlag, Eching.

FRANK, K. & U. BERGER (1996):

Metapopulation und Biotopverbund - eine kritische Betrachtung aus der Sicht der Modellierung.- Zeitschrift Ökologie und Naturschutz 5: 151-160.

GREBE, Planungsbüro (1995):

Biosphärenreservat Rhön. Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung. - Neumann, Radebeul: 402 S.

——— (1998):

Pflege- und Entwicklungsplanung für die Hochlagen der hessischen Rhön.- unveröff. Gutachten, Regierungspräsidium Kassel (i. Vorber.).

HANSKI, I. (1996):

Metapopulation Ecology.- in: RHODES, O.E.; R.K. CHESSER & M.H. SMITH (eds.): Population dynamics in ecological space and time.- University of Chicago Press, Chicago, London: 13-44.

HEIDT, E. & M. FLADE (1998):

Ermittlung regionaltypischer Leitarten für Landschaftsbewertung und -entwicklung am Beispiel der Uckermark.- i. Vorber. und zit. in HEIDT Et Al. 1997.

HEIDT, E.; R. SCHULZ & H. PLACHTER (1997):

Konzept und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung, dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark; Brandenburg).- Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie 27: 363-272.

HÖLZINGER, J. (Hrsg.):

Die Vögel Baden-Württembergs.- Ulmer, Stuttgart, 3 Bde.

HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991):

Flächenbedarf von Tierpopulationen.- Berichte aus der ökologischen Forschung 2, Forschungszentrum Jülich: 227 S.

HUK, T. (1997):

Laufkäfer als Zielarten für ein Naturschutzmanagement von Niedermooren.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 207-212.

JEDICKE, E. (1994):

Biotopverbund.- 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart.

JESSEL, B. (1996):

Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 211-216.

KOLB, K.H. (1997):

Der Wachtelkönig *Crex crex* im Biosphärenreservat Rhön.- Die Vogelwelt 118: 185-189.

——— (1998):

Avifaunistische Leitarten im Biosphärenreservat Rhön.- unveröff., Bayerische Verwaltungsstelle Biosphärenreservat Rhön, Oberelsbach.

- KONOLD, W. (1998):
Raum-zeitliche Dynamik von Kulturlandschaften und Kulturlandschaftselementen.- Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 279-284.
- KRAHL, W. & J. MARX (1996):
Ansätze für großflächigen Naturschutz in Baden-Württemberg.- Natur und Landschaft 71: 15-18.
- KÜSTER, H. (1995):
Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa.- C.H. Beck, München: 424 S.
- KUHN, J. (1993):
Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo bufo* (L.) in einer Wildflußau.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 1-10.
- KRENZER, J.H. & W. ZÖLL (1997):
Streubst – Rhöner Apfelinitiative.- Jahrbuch Naturschutz in Hessen 2: 191-194.
- MÜHLENBERG, M.; K. HENLE; J. SETTELE; P. POSCHLOD; A. SEITZ & G. KAULE (1996):
Studying species survival in fragmented landscapes: the approach of the FIFB.- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 152-160.
- MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997):
Kulturlandschaft als Lebensraum.- Quelle und Meyer, Wiesbaden: 312 S.
- MÜLLER, F. (1996):
Schutzkonzept für das Birkhuhn in der Rhön.- unveröff. Gutachten, HGON, Echzell.
- (1997):
Tierartenschutz im Biosphärenreservat Rhön aus der Sicht des Naturschutzes.- in: HGON (Hrsg.): Tagungsband "5 Jahre Biosphärenreservat Rhön Artenschutz was nun?", HGON, Echzell: 29-33.
- NICOLAY, H. & W. PETER (1997):
Weiterführung der Untersuchung zum Kreuzotterschutz in ausgesuchten Gebieten Hessens.- unveröff. Gutachten, Zwischenbericht 1997, HGON, Rodenbach.
- PLACHTER, H. (1994):
Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 87-106.
- (1996):
Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 287-393.
- POETHKE, H.J.; A. SEITZ & C. WISSEL (1996):
Species survival and metapopulations: Conservation implication from ecological theory.- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 81-92.
- RECK, H.; K. HENLE; G. HERMANN; G. KAULE; G. MATTHÄUS; F.-J. OBERGFÖLL & M. WEIß (1991):
Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie.- in: HENLE, K & G. KAULE: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung 4, Forschungszentrum Jülich: 347-353.
- 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: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg.- Laufener Seminarbeiträge 4/94: 65-94.
- REICH, M. & V. GRIMM (1996):
Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme.- Zeitschrift Ökologie und Naturschutz 5: 123-139.
- REMMERT, H. (1991):
Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. – Laufener Seminarbeiträge 5/91: 5-15.
- RIECKEN, U. (1992):
Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36: 187 S.
- RIECKEN, U.; U. RIES & A. SSYMANK (1994):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41, Kilda, Greven: 184 S.
- RINGLER, A. (1995):
Einführung - Ziele der Landschaftspflege in Bayern.- Landschaftspflegekonzept Bayern, Band I.- Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayer. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), München: 301 S.
- RÖDIG, K.-P. (1996):
Waldbau in Hessen.- Jahrbuch Naturschutz in Hessen 1: 11-30.
- SCHERZINGER, W. (1996):
Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.- Ulmer, Stuttgart: 447 S.
- (1997):
Tun oder Unterlassen? Aspekte des Prozeßschutzes und Bedeutung des "Nichts-Tuns" im Naturschutz.- Laufener Seminarbeiträge 1/97: 31-44.
- SHAFFER, M.L. (1981):
Minimum population sizes for species conservation.- BioScience 31: 131-134.
- STERNBERG, K. (1995):
Populationsökologische Untersuchungen an einer Metapopulation der Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov, 1922) (Odonata, Aeshnidae) im Schwarzwald.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4: 53-60.
- VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHHAUPT & E. GOTTSCHALK (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 179-184.

VON DER HEIDE, A. & S. TISCHENDORF (1998):
Untersuchung und naturschutzfachliche Bewertung der
Stechimmenfauna in offenen Hochlagen der Hessischen
Rhön.- Ergänzungsgutachten zum Pflegeplan "Hessische
Hochrhön", unveröff., Regierungspräsidium Kassel: 105 S.

WALTER, R.; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLE; E.
OSINSKI & T. HEINL (1998):
Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren
für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-
Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum
Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Würt-
temberg.- Natur und Landschaft 73: 9-25.

WESTRICH, P. (1989):
Die Wildbienen Baden-Württembergs.- Ulmer, Stuttgart,
2 Bde.

WIEGLEB, G. (1997):
Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung.-
Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6: 43-62.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Michael Altmöos
Projekt "Zoologischer Artenschutz
im Biosphärenreservat Rhön"
Bauerbacher Straße 46
D-35043 Marburg

Von der Theorie in die Praxis - zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutz- programmes auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten

Jens SACHTELEBEN

1. Problemstellung

Seitdem die Begriffe "Zielarten" bzw. "Zielartenkonzept" in den 80er Jahren modern geworden sind, reißt die Literatur "flut" zu diesem Thema nicht ab (zusammenfassende Arbeiten z.B. RECK 1992; RIECKEN 1990, 1992). Während es für die Planungspraxis inzwischen erprobte Handreichungen gibt (z.B. BAYSTMELF 1994), ist nach wie vor unklar, welche praktische Bedeutung der Umgang mit diesen Begriffen hat. Am Beispiel der Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes soll daher versucht werden, folgende Fragen zu beantworten:

Inwieweit werden Ziel- und Leitartenkonzepte in der Umsetzung berücksichtigt?

Welche Defizite sind in der Planung und in der konkreten Umsetzung festzustellen?

Worauf sind diese Defizite zurückzuführen?

2. Definitionen

Die Definition der Begriffe "Zielart" bzw. "Leitart" wird in der Literatur nicht einheitlich gehandhabt. In dieser Arbeit werden sie wie folgt definiert:

- *Leitart*: Leitarten sind Indikatorarten für bestimmte Umweltqualitäten. Stellvertretend für andere Arten einer Biozönose sollen sie Aussagen über die Entwicklung eines Raumes ermöglichen. Indiziert werden dabei Zustände und Entwicklungen, die anderweitig nur mit höherem Aufwand meßbar sind. Leitarten sollten daher vergleichsweise leicht erfaßbar sein.
- *Zielart*: Zielarten sind die Arten, die im Zentrum von Artenschutzbemühungen stehen. Dadurch daß innerhalb des Gesamtpools an Arten einige wenige Arten als besonders schützenswert gekennzeichnet werden, beinhaltet dies eine wertende Komponente. In der Regel handelt es sich bei diesen Arten um überregional bedeutsame Arten im Sinne des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes ABSP (RIESS 1992).

Ziel- und Leitarten sollten nach Möglichkeit identisch sein, sind es aber nicht zwangsläufig. Insofern unterscheidet sich die Definition von der im Rahmen des Zielartenkonzeptes (nach RECK ET AL. (1991) gegebenen, in der beide Begriffe verknüpft

werden, d.h. Zielarten in jedem Fall auch eine indikatorische Funktion erfüllen.

Dies soll an einem Beispiel verdeutlicht werden (vgl. Tab. 1): Im Rahmen des ABSP-Umsetzungsprojektes "Feuchtlebensräume bei Weiler" (Landkreis Lindau) wurden insgesamt 50 Leit- und Zielarten definiert. Dabei sind die meisten Arten sowohl Ziel- als auch Leitarten. Nur Zielart ist z.B. die Torf-Segge (*Carex heleonastes*), ein hochgradig gefährdetes Eiszeitrelikt, welches im Projektgebiet nur an einem Standort vorkommt. Aufgrund des reliktären Charakters des Fundortes ist auch bei positiver Entwicklung des Gebietes nicht damit zu rechnen, daß sich die Art ausbreiten wird. Sie ist daher als Leitart nicht geeignet. Umgekehrt ermöglicht z.B. die Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) Rückschlüsse auf die Ausstattung des Gebietes mit sauren Stillgewässern. Da sie zudem auch als Exuvie vergleichsweise einfach nachweisbar ist, ist sie als Leitart geeignet. Andererseits ist sie im Projektgebiet und dem entsprechenden Naturraum nicht gefährdet, weshalb sie nicht als Zielart definiert wird.

3. Berücksichtigung von Ziel- und Leitarten in Projekten zur Umsetzung des ABSP

Die Integration von Ziel- und Leitarten kann auf folgenden Ebenen erfolgen:

in der Planung: Ableitung von Planungszielen und -maßnahmen aus den Ansprüchen der Arten. Diese sollten sowohl auf den Habitatansprüchen basierende Aussagen zur Pflege von Biotopen umfassen, als auch solche, die funktionale Gesichtspunkte berücksichtigen. Dazu zählen z.B. Aussagen zu Mindestflächengröße und der räumlichen Lage der Habitate zueinander (Isolationsaspekte).

in der Umsetzung: insbesondere durch die Berücksichtigung von Zielarten bei der Prioritätensetzung.

in der Erfolgskontrolle: Überprüfung der Umsetzung insbesondere anhand von Leitarten.

Von 222 größeren Projekten in Bayern, in denen Ziele des ABSP unter Federführung der Naturschutzverwaltung realisiert werden, ist in 145 zumindest schon mit ersten Maßnahmen begonnen worden. In der Projektgruppe ABSP liegen für 27 Projekte so weitreichende Informationen vor, daß

Tabelle 1

Leitart- und Zielarten im Projektgebiet "Feuchtlebensräume bei Weiler"

(x) = nur bedingt als Leit- und Zielart geeignet

Art	Leitart	Zielart
Hoch- und Übergangsmoore		
Torf-Segge (<i>Carex heleanastes</i>)		x
Faden-Segge (<i>Carex lasiocarpa</i>)	(x)	x
Schlamm-Segge (<i>Carex limosa</i>)	(x)	x
Sonnentau-Arten (<i>Drosera spec.</i>)	x	(x)
Scheidiges Wollgras (<i>Eriophorum vaginatum</i>)	x	
Gewöhnliche Moosbeere (<i>Oxycoccus palustris</i>)	x	(x)
Weißer Schnabelbinse (<i>Rhynchospora alba</i>)	x	(x)
Kriech-Weide (<i>Salix repens</i>)	x	
Hochmoor-Perlmutterfalter (<i>Boloria aquilionaris</i>)	(x)	x
Natterwurz-Perlmutterfalter (<i>Clossiana titiana</i>)	x	x
Moor-Wiesenvögelchen (<i>Coenonympha tullia</i>)	x	x
Hochmoor-Gelbling (<i>Colias palaeno</i>)	x	x
Arktische Smaragdlibelle (<i>Somatochlora arctica</i>)	x	x
Niedermoore und Streuwiesen		
Arnika (<i>Arnika montana</i>)	x	(x)
Blutauge (<i>Comarum palustre</i>)	x	
Fleischrotes Knabenkraut (<i>Dactylorhiza incarnata</i>)	x	x
Sumpf-Stendelwurz (<i>Epipactis palustris</i>)	x	x
Lungen-Enzian (<i>Gentiana pneumonanthe</i>)	x	(x)
Elfenstendel (<i>Herminium monarctis</i>)		x
Herzblatt (<i>Parnassia palustris</i>)	x	(x)
Sumpf-Läusekraut (<i>Pedicularis palustris</i>)	x	(x)
Mehlprimel (<i>Primula farinosa</i>)	x	
Gewöhnliche Simsenlilie (<i>Tofieldia calyculata</i>)	x	
Warzenbeißer (<i>Decticus verrucivorus</i>)	x	x
Sumpfschrecke (<i>Mecostethus grossus</i>)	x	x
Westlicher Scheckenfalter (<i>Mellicta parthenoides</i>)	(x)	x
Großer Perlmutterfalter (<i>Mesoacidalia aglaja</i>)	x	
Feucht- und Naßwiesen		
Breitblättriges Knabenkraut (<i>Dactylorhiza majalis</i>)	x	(x)
Trollblume (<i>Trollius europaeus</i>)	x	
Sumpf-Grashüpfer (<i>Chorthippus montanus</i>)	x	
Sumpfschrecke (<i>Mecostethus grossus</i>)	x	x
Sumpfwiesen-Perlmutterfalter (<i>Clossiana selene</i>)	x	
Lilagoldfalter (<i>Heodes hippothoe</i>)		x
Baldrian-Scheckenfalter (<i>Melitaea diamina</i>)	(x)	x
Hochstaudenfluren, Feuchtwiesenbrachen und feuchte Waldmäntel		
Mädesüß (<i>Filipendula ulmaria</i>)	x	
Wald-Engelwurz (<i>Angelica sylvestris</i>)	x	
Rauhaariger Kälberkropf (<i>Chaerophyllum hirsutum</i>)	x	
Kaisermantel (<i>Argynnis paphia</i>)	(x)	
Mädesüß-Scheckenfalter (<i>Brenthis ino</i>)	x	x
Quellen		
Gestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster bidentatus</i>)		x
Kleiner Blaupfeil (<i>Orthetrum coerulescens</i>)		x
Fließgewässer		
Wasseramsel (<i>Cinclus cinclus</i>)	x	
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	x	
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)		x
Zweigestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster boltoni</i>)	x	x
Stillgewässer		
Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	x	x
Torf-Mosaikjungfer (<i>Aeshna juncea</i>)	x	
Speer-Azurjungfer (<i>Coenagrion hastulatum</i>)	(x)	x
Kleine Moosjungfer (<i>Leucorrhinia dubia</i>)	x	
Gefleckte Smaragdlibelle (<i>Somatochlora flavomaculata</i>)	x	x

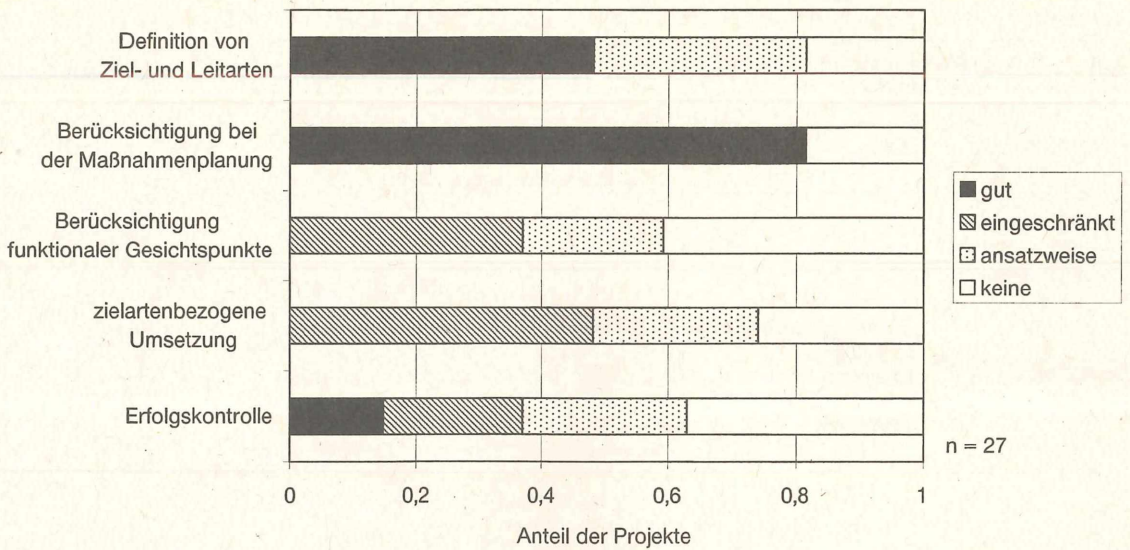


Abbildung 1

Berücksichtigung von Ziel- und Leitarten in 27 Projekten zur Umsetzung des ABSP (weitere Erläuterungen s. Text).

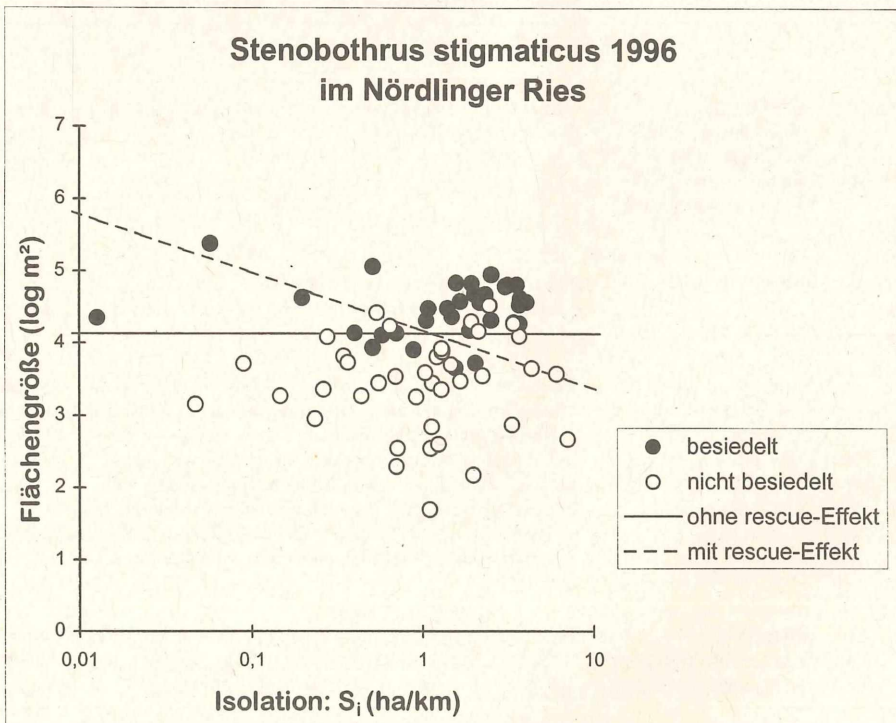


Abbildung 2

Vorkommensfunktion (incidence function) zur Ableitung von Aussagen zu Flächenansprüchen und maximal tolerierbarer Isolation am Beispiel des Heidegrashüpfers (*Stenobothrus stigmaticus*) im Nördlinger Ries. Die Linien sind die Linien gleicher 50%iger Vorkommenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Isolation und der Flächengröße auf der Grundlage eines Modelles von HANSKI (1994).

eine Auswertung in Hinblick auf die Berücksichtigung von Ziel- und Leitarten möglich war (Abb. 1): In etwa 50% der Projekte wurden Ziel- bzw. Leitarten definiert. In weiteren gut 30% der Projekte wurden diese Arten zwar nicht explizit genannt, doch lassen sich entsprechende Prioritäten aus dem Text der jeweiligen Erläuterungsberichte ablesen.

In allen Projekten wurden Aussagen zu Habitatansprüchen von Tier- und Pflanzenarten auf fachlich

hohem Niveau in die Planung integriert. Selbst in den Projekten, in denen Ziel- und Leitarten nicht einmal indirekt definiert wurden, wurden Habitatansprüche in der Maßnahmenplanung berücksichtigt.

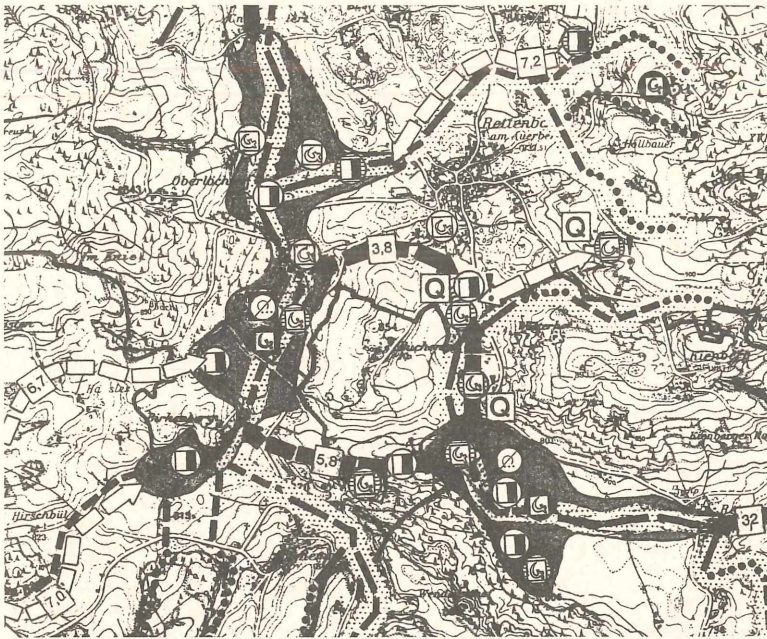
Die Integration funktionaler Gesichtspunkte war insgesamt unzureichend: In nur knapp 60% der Projektplanungen wurden überhaupt Aussagen zu Flächenanforderungen und minimalen Raumkonfigurationen gemacht. Ein Beispiel verdeutlicht Ta-

Tabelle 2

Naturschutzfachliche Ziele und Maßnahmen für das Projekt "Isental".

Bereich	Ziel	Mögliche Maßnahmen (nach Prioritäten geordnet)	Leitarten
Wiesenbrütergebiete (nach Prioritäten geordnet)			
Isenmoos	Erhalt und Entwicklung einer Lokalpopulation des Brachvogels (15-20 Brutpaare)	Behandlung nach Wiesenbrüterprogramm: 40% der Flächen Normalvertrag, Mahdzeitpunkt 15./20.6.; 10% Brachvertrag, Mahdzeitpunkt 1.7./1.8. (alternativ: Flächenstilllegung, Mulchmähd nach 1.7.), Rückwandlung Acker in Grünland; Anlegen von feuchten Mulden und Kleingewässern außerhalb von 6d-Flächen*; Auf-den-Stock-setzen aller Gehölze; Wegegebot 1.-3. - 15.6; Verlagerung des Modellflugplatzes außerhalb des Wiesenbrütergebietes	Brachvogel
Sonstige Wiesenbrütergebiete	Aufbau von Nebenzentren der Brachvogelpopulation	wie oben, Wiesenbrüterprogramm jedoch zunächst auf max. 10% der Fläche (5% Normalvertrag, 5% Brachevertrag), später auf 20% der Fläche (15% Normalvertrag, 5% Brachevertrag); Wegegebot nur bei Wiederansiedlung des Brachvogels	Brachvogel, Kiebitz
Gewässer			
Isen/Isenflutkanal	Erhalt und Wiederherstellung der natürlichen Dynamik und der ursprünglichen Wasserqualität	Pflege und Entwicklung gemäß Gewässerpflegeplan des Wasserwirtschaftsamtes	Kleine Zangenlibelle, Prachtlibellen, Hasel, Nase, Schmerle, Eisvogel
Geiselbach, Lappach und andere Bäche	dto.	Schaffung von nicht extensiv genutzten Uferschutzstreifen (mind. 5-10m) ; ggf. Renaturierung nach gesondertem Pflegeplan	Prachtlibellen, Elritze
Gräben	nach Möglichkeit Auflassen; ansonsten Erhalt und Entwicklung grabentypischer Lebensgemeinschaften (1.+ 2. Priorität)	Erhalt bzw. Schaffung nicht oder extensiv genutzter Uferschutzstreifen (keine Düngung, keine Pestizide auf 5-10m Breite), periodische Mahd; Verflachung der Ränder und partielle Vertiefung und Ausweitung zur Schaffung von insgesamt 34 Amphibienlaichgewässern von ca. 20-30m² (außerhalb von 6d- und naturschutzfachlich wertvollen sonstigen Flächen); Ziel: Entfernung zwischen benachbarten Laichgewässern ca. 400m (max. 800m)	Kriech-Sellerie, Kleine Pechlibelle, Grasfrosch
Teiche	Entwicklung stillgewässertypischer Lebensgemeinschaften	Entwicklung und Erhalt von Verlandungszonen; extensive fischereiliche Nutzung (z.B. keine Zufütterung, nach Möglichkeit Aufgabe der fischereilichen Nutzung)	Laubfrosch, Großes Grantauge, Große Heidelibelle
Kleinflächen			
nach Art. 6d (1)* BayNatSchG geschützte Flächen	Erhaltung und Pflege	Keine Düngung, keine Pestizide; Beibehaltung der bisherigen Nutzung, evtl. Wiederaufnahme der Mahd (s. Tabelle); extensive Nutzung angrenzender Grundstücke, zumindest als Randstreifen (6m) ; Aufgabe bestehender Entwässerungseinrichtungen	
sonstige Feuchtflächen, extensive Wiesen	Erhaltung und Pflege	Keine Düngung, keine Pestizide, unterschiedliche Mahdregime: von 1 mal in 2 Jahren bis 3 mal jährlich	
intensiv genutzte Wiesen mit Vorkommen landkreisbedeutsamer Heuschrecken	Stabilisierung der Heuschrecken-Vorkommen	Wiesenextensivierung: Verzicht auf Düngung und Pestizide, Mahd anfangs 3mal jährlich (zur Aushagerung), später 2mal jährlich bis 1mal in 2 Jahren	Sumpfschrecke

* = seit 01.09.98: Artikel 13d BayNatSchG



LEGENDE (AUSSCHNITT)





-  Erhalt, Sicherung und Optimierung hochwertiger, funktional zusammenhängender Feuchtgebiete
-  Erhalt, Sicherung und Optimierung wichtiger Vernetzungsachsen
-  Schaffung und Optimierung von Trittsteinen oder Vernetzungsachsen in der angegebenen Größe (ha), keine Neuaufforstung
-  Erhalt, Sicherung und Optimierung von Streuwiesenbrachen; Vergrößerung der Gesamtfläche auf 1,2 ha durch Extensivierung angrenzender Flächen oder Schaffung angrenzender Feuchtwiesenbrachen

Abbildung 3

Ausschnitt aus der Karte "Ziele und Maßnahmen" für das Naturschutzfachliche Rahmenkonzept "Auerbergland".

belle 2 anhand des Projektes "Isental". In nicht einmal 40% der Planungen wurden diese Anforderungen auch quantifiziert. Es ist angesichts des nur unzureichend gesicherten theoretischen Hintergrundes (z.B. SETTELE 1996) und der insgesamt geringen Planungserfahrung in diesem Bereich nicht verwunderlich, daß funktionale Gesichtspunkte nur eingeschränkt berücksichtigt wurden. Andererseits ist festzustellen, daß viele Planungen von einer eindeutigen Zielsetzung weit entfernt sind und sich auf eine pauschale Darstellung des maximal Möglichen beschränken. Planungen, die moderne ökologische Ansätze berücksichtigen (z.B. Metapopulationsmodelle wie in Abb. 2 dargestellt), sind die große Ausnahme. Ein Beispiel zeigt Abb. 3.

In 91% der Projekte, in denen Zielarten definiert wurden, wurden diese auch in der konkreten Umsetzung berücksichtigt. In 30% dieser Projekte war dies jedoch auf Maßnahmen zum Erhalt einzelner besonders spektakulärer bzw. öffentlichkeitswirksamer Arten (z.B. Weißstorch) beschränkt.

Nur in gut 60% der Projekte findet eine artenbezogene Erfolgskontrolle statt. Eine umfassende Zielkontrolle wird nur in 15% der Projekte durchgeführt; in weiteren 22% der Projekte deckt die systematische Erfolgskontrolle nicht alle Teilziele ab; in 26% der Projekte ist die Erfolgskontrolle nur ansatzweise erkennbar und beschränkt sich in der Regel auf qualitative Aussagen. Im Rahmen der Erfolgskontrolle werden sowohl einzelne Arten (Abb. 4) als auch Artenkollektive (Abb. 6) untersucht.

Abbildung 5 faßt die Ergebnisse aus zwei Projektgebieten zusammen, für die in Abbildung 1 die Integration von Ziel- und Leitarten bei der Erfolgskontrolle als eingeschränkt klassifiziert wurde. Auf-

fällig ist der hohe Anteil an Leit- und Zielarten, über die keine Informationen über die Bestandsentwicklung vorliegen. Auch wenn die Zielarten eliminiert werden, die nicht gleichzeitig Leitarten sind, verbleibt eine große Zahl an Zielarten, über die keine Aussagen möglich sind. Ansonsten fällt auf, daß positive Bestandsentwicklungen relativ häufiger bei den Leitarten auftreten: Leitarten reagieren also tatsächlich schneller auf Veränderungen.

Bei der Auswertung sind Projekte, an denen die Projektgruppe ABSP stärker beteiligt ist, und Projekte mit Pilotfunktion überrepräsentiert. Eine Auswertung sämtlicher Projekte würde von daher ein noch negativeres Bild zeichnen.

4. Ziel- und Leitartenkonzepte in der Praxis: Probleme und Lösungsvorschläge

Die derzeitige insgesamt unbefriedigende Situation in Hinblick auf die Integration von Ziel- und Leitarten in der Planung und in der Umsetzung von Naturschutzprojekten kann im wesentlichen darauf zurückgeführt werden, daß Planungen im Naturschutz offenbar ohne konkrete Ziele auskommen können. Dies könnte auf folgende Faktoren zurückzuführen sein:

- Gesellschaft und Politik fehlen die fachlichen Möglichkeiten, um konkrete Ziele zu formulieren. Ergebnisse eines Naturschutzprojektes sind für Laien am ehesten an aufwendigen Maßnahmen wie Biotopgestaltungs- und Pflegemaßnahmen, nicht aber an der Entwicklung von Tier- und Pflanzenpopulationen ablesbar. Dies zieht eine Tendenz zum "Biotopaktionismus" nach sich.

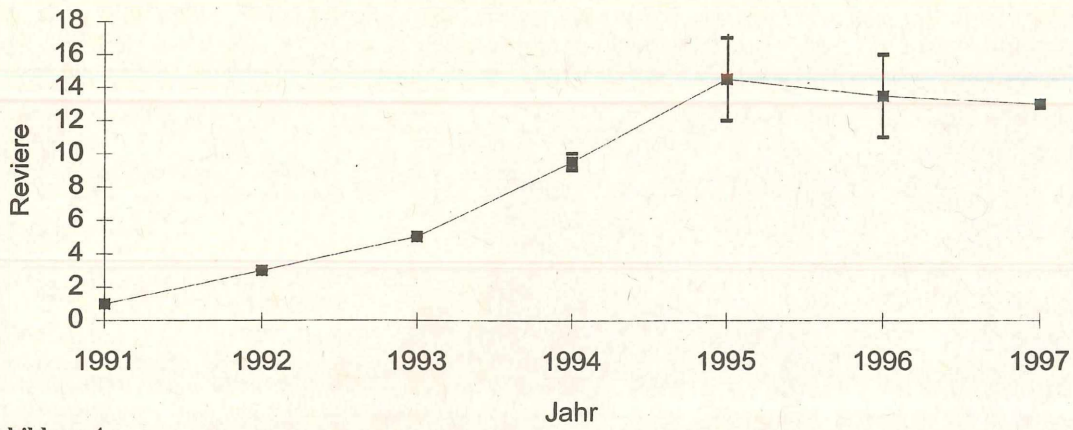


Abbildung 4

Bestandsentwicklung des Neuntötters (*Lanius collurio*) auf Regenerationsflächen im ABSP- Projekt "Altmühltal". Es handelt sich dabei um heckenreiche, ehemalige Ackerflächen, die seit 1991 von Schafen beweidet werden.

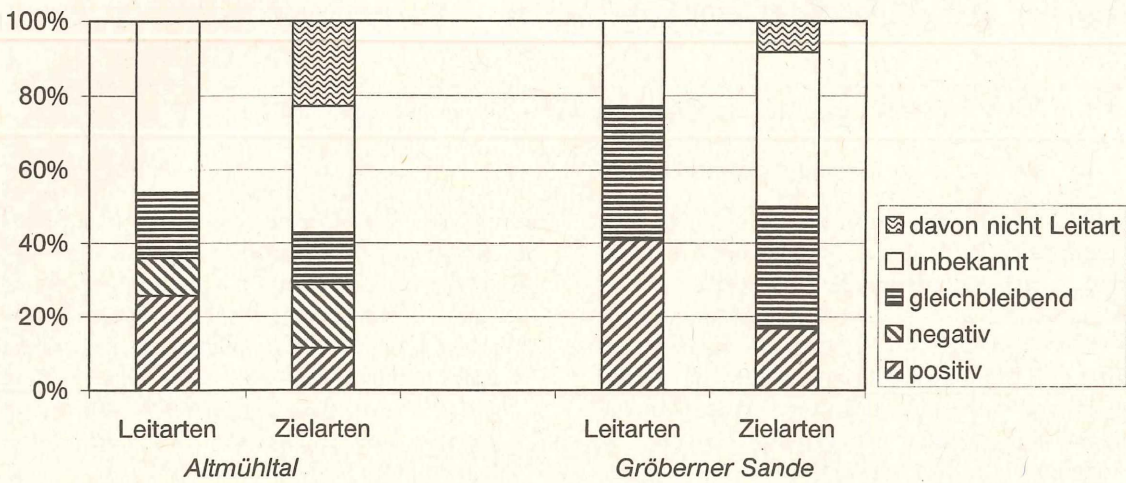


Abbildung 5

Bestandsentwicklung von Leit- und Zielarten in zwei Projekten zur Umsetzung des ABSP.

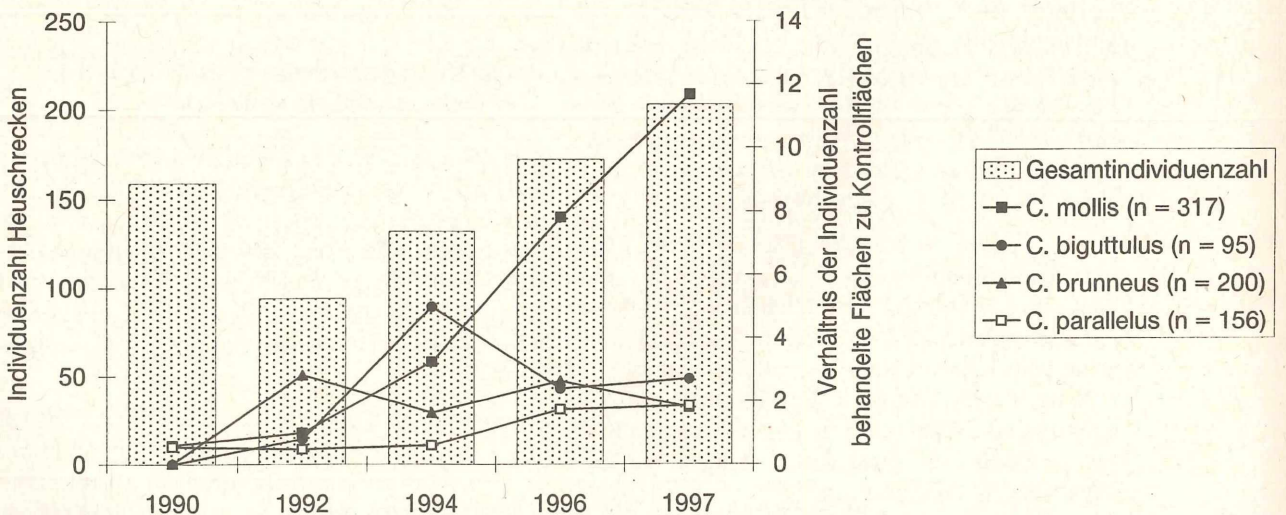


Abbildung 6

Bestandsentwicklung einiger Heuschreckenarten im ABSP-Projekt "Gröberner Sande". Dargestellt ist das Verhältnis der Individuenzahl auf behandelten Flächen zur Individuenzahl auf Kontrollflächen sowie die Gesamtindividuenzahl. Die "behandelten Flächen" sind ehemalige Sandäcker, die 1991 abgeschoben wurden und seitdem in unregelmäßigen Abständen gemäht werden. Deutlich ist die relative Zunahme der Leit- und Zielart Verkanter Grashüpfer (*Chorthippus mollis*).

Tabelle 3

Ableitung von Zielen im Projekt "Biotopverbund Sempt-/Schwillachtal" aus den Raumansprüchen von Zielarten mit Indikatorfunktion.

Lebensraum	Zielart	derzeitige Situation	Minimäziel	Begründung	Raumansprüche zur Verwirklichung der Minimäziele
Extensivgrünland	Kiebitz	max. 10 Brutpaare	26 Brutpaare	minimale Bestandsdichte in bayerischen Wiesenbrütergebieten (1,3 Bp./km ²) bezogen auf die Größe des gesamten Projektgebietes (20,25 km ²)	insgesamt 8 km ² offene Talau, zusammenhängende Flächen mind. 1 km ² , pro Brutpaar mind. 0,9 ha optimierte Fläche (grundwassermahtes Grünland mit Flachwassermulden und Seigen)
	Weißstorch	1 Brutpaar	2 Brutpaare	bestehendes und in den 80er Jahren verschwundenes Paar	200 ha Nahrungshabitat (Flachwassermulden, Grünland) im Umkreis von 4 km um den Horst
Streu- und Nafwiesen	Maculinea nausithous, M. teleius	Gesamtpopulation weit unter 500 Individuen	Gesamtpopulation 530 Individuen	Ableitung aus genetischen Überlegungen zur Inzuchtvermeidung	mindestens 8 ha Extensivgrünland mit guten Sanguisorba-officinalis-Beständen; Einzelflächen mindestens 0,5 ha Größe in Abstand von maximal 3,7 km
	Melanargia galathea	wenige, isolierte Populationen	Populationsverbund im gesamten Projektgebiet	Als Art mittlerer Vagilität ist sie gut geeignet, um die Verbundfunktion zu überprüfen	Abstand zwischen Extensivgrünländern (maximal einmal jährlich gemäht) maximal 1,2 km
Hochstaudenflur	Bekassine	ausgestorben	Wiederansiedlung	Zeiger für sehr gut ausgestattete Feuchtgebiete	1,5 - 2,5 ha optimal strukturierte Fläche mit hohem Flachwasseranteil und Wechsel aus Feuchtgrünland und Seggenriedern
	Braunkehlchen	ausgestorben	Wiederansiedlung	Zeiger für sehr gut ausgestattete Feuchtgebiete	0,8 - 3,8 ha (x = 1,5 ha) optimal strukturierte Fläche aus Extensivgrünland und Grünlandbrache
Kalkmager-rasen	Decticus verrucivorus	1 kleine Population	Erhalt der Population	isolierte Population, die stabilisiert werden mußte	Vergrößerung der Streuwiesen auf 3 ha
	Chorthippus montanus	5 Fundorte	Populationsverbund im gesamten Projektgebiet	Als Art mittlerer Vagilität ist sie gut geeignet, um die Verbundfunktion zu überprüfen	0,3 ha große Naß- und Feuchtwiesen in maximal 500 m Abstand
Feuchtwälder	Chrysochraon dispar	12 Fundorte	Populationsverbund im gesamten Projektgebiet	Als Art mittlerer Vagilität ist sie gut geeignet, um die Verbundfunktion zu überprüfen	feuchte Hochstaudenfluren und Brachen von mindestens 0,14 ha Größe in maximal 160 m Abstand, bei isolierten Populationen Mindestgröße 2,6 ha
	Lysandra bellargus	1 kleine Population	Erhalt der Population	isolierte Population, die stabilisiert werden mußte	Vergrößerung der Magerrasen auf 2 - 5 ha
Stillgewässer	Laubfrosch	Zunahme seit Beginn des Jahrhunderts	Erhalt in derzeitigem Umfang	Feuchtwälder waren in historischer Zeit kaum vorhanden und fachlich von geringer Qualität	
	Laubfrosch	ca. 10 Fundorte	Populationsverbund im gesamten Projektgebiet	Als Art mittlerer Vagilität ist sie gut geeignet, um die Verbundfunktion zu überprüfen	mindestens 500 m ² große, fischfreie, perennierende Gewässer im maximal 1 km Entfernung
Fließgewässer	Bachforelle	durch Besatz gestützte Populationen	Populationsverbund im gesamten Projektgebiet	Für den Gewässertyp typische Art mit mäßigen Raumansprüchen	2 km Fließgewässer guter Qualität und Struktur ohne Querbauwerke

- Konkrete Ziele haben aus der Sicht des Projektbetreuers bzw. des -trägers den Nachteil, daß der Erfolg bzw. Mißerfolg relativ leicht meßbar wird. Für den Augenblick ist schon die bloße Entwicklung in die richtige Richtung als Erfolgsmeldung ausreichend.
- Erhebungen, Planung und Umsetzung werden häufig von unterschiedlichen Personen durchgeführt, die sich jeweils auf ihren Fachbereich spezialisiert haben und nur begrenzt in der Lage sind, die Probleme der jeweiligen anderen Bereiche zu erfassen. So sind (die in der Regel von Biologen erstellten) Listen von Ziel- und Leitarten (soweit diese überhaupt definiert sind) viel zu lang, als daß sie realistischerweise vollständig berücksichtigt werden könnten. Planungen stellen häufig Maximalforderungen dar, die sich ebenfalls nie vollständig realisieren lassen. Häufig ist es nicht einmal indirekt möglich (z.B. durch die Formulierung unterschiedlicher Prioritäten), realistischere Ziele zu formulieren. Der Projektbetreuer schließlich, der das Projekt realisieren soll, ist häufig so von äußeren Zwängen (Machbarkeit einzelner Maßnahmen) bestimmt, daß er auch in den Projekten, in denen eindeutige Ziele formuliert wurden, das Ziel aus den Augen verliert.
- Die Ableitung von Flächen- und Raumansprüchen aus verschiedenen ökologischen Modellen ist methodisch entweder sehr aufwendig oder mit großen Unsicherheiten verknüpft.
- Da zusätzliche Untersuchungen Geld kosten, ist insbesondere die Bereitschaft zu Erfolgskontrollen bei Entscheidungsträgern relativ gering. Umgekehrt sind die Berufsverbände bestrebt, bei Erfassungen bestimmte fachliche Mindeststandards festzuschreiben, die sich aus der Eingriffsplanung entwickelt haben. Es fehlt daher an Methoden, die mit möglichst geringem Aufwand doch verwertbare Aussagen ermöglichen.

Daraus lassen sich folgende *Konsequenzen* ableiten:

- Es ist nach wie vor notwendig, die Vorteile von Ziel- und Leitartenkonzepten einem breiten potentiellen Nutzerkreis deutlich zu machen. Die daraus abgeleitete Notwendigkeit von Erfolgskontrollen (und damit verbundenen Kosten) muß insbesondere gegenüber den Projektträgern und der staatlichen Verwaltung nachdrücklich betont werden.
- Das Verfahren von der Definition von Ziel- und Leitarten bis zur Umsetzung müßte stärker instrumentalisiert werden, etwa in folgenden Schritten:
 - a. Verankerung der Formulierung von Ziel- und Leitarten (in Form eines Vorschlages) als Auftragsinhalt bei Kartierungen;
 - b. Verpflichtung des Planers auf die Quantifizierung von Zielaussagen;
 - c. Abgestimmte, fachliche und endgültige Festlegung der Zielarten, der daraus abgeleiteten flächenbezogenen Ziele und Prioritäten und der Leitarten durch Projektträger, Planer, un-

tere und höhere Naturschutzbehörde (zu einem Beispiel vgl. Tab. 3);

d. Überprüfung im Rahmen einer Erfolgskontrolle in regelmäßigen (nicht zwangsläufig jährlichen!) Abständen.

- Die ökologischen Konzepte zur Bestimmung von Raum- und Flächenansprüchen müssen praxistauglich, d.h. mit vertretbarem Aufwand in der Planung integrierbar sein.
- Es müssen möglichst effiziente, kostensparende Methoden zur Erfolgskontrolle entwickelt werden.

Literatur

BAYSTMELF (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg. 1994):

Planung von lokalen Biotopverbundsystemen, Band 1: Grundlagen und Methoden.- Materialien 31/1994.

HANSKI, I. (1994):

A practical model of metapopulation dynamics.- J. Anim. Ecol. 63: 151-162.

RECK, H. (1992):

Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- Naturschutz u. Landschaftsplanung 24: 129- 135.

RECK, H.; K. HENLE; G. HERMANN; G. KAULE; G. MATTHÄUS; F.-J. OBERGFÖLL; K. WEISS & M. WEISS (1991):

Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland.- Ber. ökol. Forschung 4: 347-353.

RIECKEN, U. (Hrsg. 1990):

Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen.- Schriftenreihe Landschaftspfl. Naturschutz 32.

——— (1992):

Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen.- Schriftenreihe Landschaftspfl. Naturschutz 36.

RIESS, W. (1992):

Das Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) Bayern.- Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 100: 7-14.

SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (1996):

Species survival in fragmented landscapes.- Dordrecht.

Anschrift des Verfassers:

Jens Sachteleben
Projektgruppe ABSP / PAN Partnerschaft
Rosenkavalierplatz 10
D-81925 München
email: pan_p@t-online.de

Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die Renaturierung von Moorteichen

- am Beispiel eines ABSP-Projektes im Aischgrund

Johannes MARABINI

Einführung

Bereits im frühen Mittelalter wurden im Aischgrund Fischteiche zur Aufzucht von Speisekarpfen angelegt, wobei vor allem die Klöster im Bistum Bamberg die Karpfenzucht im Aischgrund förderten. Als hochwertige Fastenspeise gewann der Karpfen immer mehr an Bedeutung. Günstige klimatische Verhältnisse (Übergangsbereich subatlantisches - subkontinentales Klima) mit regenreichen Frühjahren und trockenwarmen Sommern sowie stauende Basis- und Zwischenlettschichten im Bereich des Burgsandsteines ermöglichten den Bau und den wirtschaftlichen Betrieb einer Vielzahl von Karpfenteichen im und um den Aischgrund. So kostete damals beispielsweise 1 Pfund Karpfenfleisch soviel wie 9 Pfund Ochsenfleisch.

Mit der Intensivierung der Teichwirtschaft in den letzten Jahrzehnten begann ein Wandel im mittelfränkischen Weihergebiet. Die zunehmende Technisierung in der Landwirtschaft ermöglichte z.B. die einfache Entlandung von Teichen, und durch den Einzug der Chemie (Branntkalk, Chlorkalk, Herbizide) sind ausgedehnte Pflanzengürtel in weiten Bereichen verdrängt worden. Hohe Besatzdichten verhindern die erneute Entstehung von Verlandungszonen.

Aber auch eine gegenläufige Entwicklung konnte und kann beobachtet werden. Himmelsweiher (die Bezeichnung "Weiher" ist in diesem Sprachgebrauch dem Begriff "Teich" gleichzusetzen), die wegen ihres instabilen Wasserhaushaltes nur geringe und oft mit Risiko verbundene Erträge bringen, werden nicht mehr bewirtschaftet. In den meisten Fällen liegen diese Weiher zu Beginn der Teichketten oder vereinzelt im Wald und werden nur durch zufließendes Regenwasser gespeist. Als "Moorweiher" werden deshalb Teiche bezeichnet, die sich (meist nach Nutzungsaufgabe) im Zuge ihrer Verlandung unter bestimmten Voraussetzungen vollständig oder nur in Teilbereichen zu Flach- und Niedermoortypen (Teichflachmooren) entwickelten.

1. Die Entstehung von Moorteichen und Niedermooren

Die beiden Bezeichnungen umfassen unterschiedliche Pflanzengesellschaften (FRANKE 1986), las-

sen sich aber im wesentlichen auf den Verlandungsprozeß der oben beschriebenen Himmelsweiher zurückführen. Die Bezeichnung "Moorweiher" beinhaltet deshalb sowohl submerse, als auch semiterrestrische und terrestrische Vegetationsbestände. Vorherrschend sind oligo-dystrophe Milieubedingungen mit stark schwankenden Wasserständen. Eine Ausnahme bilden Großseggenriede im Verlandungsbereich mäßig eutropher Teiche, die unter bestimmten Voraussetzungen zu den hier zu diskutierenden Niedermooren zu zählen sind.

Der Zeitraum der Entstehung solcher Moore ist nicht eindeutig festzulegen. Nach Aussage der Teichbesitzer bedarf es aber offenbar hierzu mehr als 20 Jahre. Initialen dieses Prozesses findet man in brach liegenden (abgelassenen), sandigen Teichen, die keine oder nur eine geringe Schlammauflage besitzen. Die jeweils vorherrschenden Teichbodenpioniere, wie Tännel (*Elatine hexandra*, *Elatine triandra* usw.), Knollenbinse (*Juncus bulbosus*) oder Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*) werden mitunter von keimenden Rohrkolbenbeständen (*Typha latifolia*) verdrängt. Durch fehlende bzw. ausgewaschene Nährstoffe und schwankende Wasserstände währt diese Phase jedoch nur kurz. Aus den umgebenden Nadelwäldern, insbesondere durch künstlich angelegte Zulaufgräben, wandern mit der Zeit Torfmoose ein und beschleunigen den Vermoorungsprozeß. Schilfröhricht spielt nur eine untergeordnete Rolle.

In den nur feuchten oder flach überstauten Randbereichen der Teiche entwickeln sich mehr oder weniger mächtige Torfmoospolster, vorwiegend aus den Arten *Sphagnum subsecundum* und *Sphagnum palustre*. Beide Arten tolerieren auch das zeitweise Überstauen. Soweit noch ein gewisser Wasserrückhalt ganzjährig gegeben ist, können sich auch schwimmende Sphagen-Teppiche (Schwingrasen) entwickeln. In der Regel ist jedoch der Teichauslauf die tiefste Stelle im Weiher, in der sich während der Bewirtschaftung nährstoffreiche Sedimente angesammelt haben. Hier entwickeln sich nun Pflanzengesellschaften, die den Verlandungsbereichen eutropher Teiche zuzuordnen sind. Vor allem sind es Großseggenriede und Rohrkolbenröhrichte, die anfänglich undifferenziert, später klar getrennt den Übergang zum Flachmoorbereich bilden.

Die Entwicklung der Moorteiche würde ohne menschliches Zutun in wenigen Jahrzehnten zur Klimaxstufe Wald führen. Trockene Jahre mit Wassermangel, undichte und durch Bisamtätigkeit durchwühlte Dämme oder bewußtes Ableiten von Wasser in unterliegende Teiche fördern eine rasche Verbuschung und Bewaldung. In diesem Stadium ist die Kenntnis über vorhandene Entwicklungspotentiale solcher ehemaligen Moorstandorte besonders wichtig.

Die in diesem Beitrag verwendete Definition der Leit- und Zielarten beinhaltet sowohl die in der Pflanzensoziologie üblichen Charakterarten der hier diskutierten Pflanzengesellschaften, als auch Arten, die naturschutzfachlich eine große Bedeutung für das Projekt besitzen. In aller Regel handelt es sich um Arten, die in den Roten Listen aufgeführt sind und in ihrem Vorhandensein an moorige Strukturkomplexe gebunden sind.

2. Die ersten Renaturierungsversuche

Noch bevor das ABSP-Projekt "Lebensraumnetz Niedermoore und Moorteiche" ins Leben gerufen wurde, ist an einzelnen Stellen (MARABINI & FRANKE 1986) eine Renaturierung versucht worden. Als Ziel sah man die Vergrößerung einer noch vorhandenen Restfläche eines Flachmoores mit wenigen Exemplaren des Rundblättrigen Sonnentaus (*Drosera rotundifolia*), des Schmalblättrigen Wollgrases (*Eriophorum angustifolium*) und den beiden Torfmoosarten *Sphagnum subsecundum* und *Sphagnum palustre*. Nach Abschieben des humosen Oberbodens im übrigen Bereich keimten auf dem sandigen Untergrund Teichbodenpioniere (*Juncus tenageia* und *Gnaphalium luteo-album*), deren Samen jahrzehntelang im Boden überdauert hatten. Von den ursprünglich angedachten Arten, deren Standort optimiert werden sollte, kam zunächst nur *Drosera rotundifolia* flächig zum Keimen.

Derartige, nicht absehbare Entwicklungen waren aber kein Einzelfall. Die Zielarten *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum angustifolium* und Torfmoose standen auch bei der beabsichtigten Optimierung eines anderen, verbuschten und isoliert gelegenen, trockenen Waldteiches nördlich von Höchststadt/Aisch im Vordergrund. Wegen des bereits großflächig vorhandenen Flachmoores wurde dort kein Abschieben des Oberbodens ins Auge gefaßt, sondern nur das Entfernen von 15 Jahre alten Kiefern, Faulbaum- und Weidengebüsch. Zum Abtransport des anfallenden Materials wurden Schlepper eingesetzt, die allerdings durch ständiges Befahren des Dammes die im Damm befindliche alte Holzablaufrinne zerdrückten. Dies führte dazu, daß der Teich in kurzer Zeit voll Wasser war. Lediglich die randlichen Torfmoosbestände ragten noch über die Wasseroberfläche.

Durch dieses "Malheur" war natürlich nicht mehr an die Optimierung dieses Teiches für die o.g. Zielarten zu denken. Eine Tiergruppe, die bis dahin nur eine untergeordnete Rolle im Landkreis gespielt hat, gewann aber nun große Bedeutung: die Moorlibel-

len (*Leucorrhinia*). Grundsätzlich neue Erkenntnisse zu den Moorteichen brachte eine Untersuchung zur "Ökologie und zum Dispersionsverhalten der Libellen aus der Gattung *Leucorrhinia*" (WEHR 1991). Die Besiedlung solcher anthropogenen Ersatzlebensräume erscheint umso erstaunlicher, als sich dort innerhalb von 2 Jahren eines der größten, mittelfränkischen *Leucorrhinia rubicunda* (Rote-Liste 1)-Vorkommen entwickelt hat. Außerdem handelt es sich nun um eines der wenigen Vorkommen von *Leucorrhinia pectoralis* (ebenfalls Rote-Liste 1) im Landkreis.

3. Ziel und Leitarten der Moorteiche

Moosjungfern (*Leucorrhinia*)

Libellenarten der Hoch- und Waldmoore eignen sich in besonderer Weise zur Charakterisierung typischer Moorweiher. Diese Zielarten sind nur dann anzutreffen, wenn alle Voraussetzungen optimal sind. So ist eine oligo-dystrophe Dauerwasserfläche mit flutenden Sphagnum-Beständen Grundlage für die Larvalentwicklung der Moosjungfern, welche 2 Jahre dauert. Neuere Kartierungen haben gezeigt (WEHR 1991), daß diese Hochmoorarten in weit mehr verlandeten Teichen anzutreffen sind als bisher angenommen wurde. Insbesondere weist *Leucorrhinia dubia* stabile Populationen in Schwerpunktteichen des Projektes auf. Bei der Diskussion um das Dispersionsverhalten der Leucorrhinien und damit die Möglichkeit, neue Standorte zu besiedeln, ging man von relativ kurzen Strecken (mehrere hundert Meter) aus. Dies erklärt allerdings nicht die ungewöhnlich schnelle Besiedlung des o.g. Waldteiches, da in der näheren Umgebung (2-3 km) kein weiteres *Leucorrhinia pectoralis* - Vorkommen bekannt ist.

Auf das Vorhandensein dystropher Dauerwasserflächen sind aber nicht nur die Libellenlarven angewiesen, sondern auch spezielle, wurzellose Wasserpflanzen, die sich in besonderer Weise an die extrem nährstoffarme Situation angepaßt haben: die Wasserschlaucharten (*Utricularia*). Ihre Fähigkeit, mit hochentwickelten Fangblasen kleinste Wasserinsekten zu fangen und zu verdauen, hat ihnen eine zusätzliche Nährstoffquelle erschlossen. Im Landkreis Erlangen-Höchststadt sind 3 Arten vertreten: der Verkannte Wasserschlauch (*Utricularia australis*), der Kleine Wasserschlauch (*Utricularia minor*) und der Bremis Wasserschlauch (*Utricularia bremii*).

Verkannter Wasserschlauch (*Utricularia australis*)

Die größte Verbreitung im Gebiet besitzt der Verkannte Wasserschlauch (*Utricularia australis*). In den Moorteichen neigt er mitunter zur Massenvermehrung, die allerdings nur vegetativ erfolgt. Fruchtende Bestände sind nicht bekannt. Es ist anzunehmen, daß eine Ausbreitung (von Pflanzen) durch Wasservogel und entlang der Teichketten (mittels Turionen) im Zuge der Abfischmaßnahmen

erfolgt. Oft ist diese Art dann auch kurzfristig in eutrophen Fischteichen zu finden, kann aber wegen der hohen Nährstoffbelastung, der Wassertrübung durch Schwebstoffe und der Aktivität der Fische dort nicht bestehen.

Kleiner Wasserschlauch (*Utricularia minor*)

Nur sehr vereinzelt ist *Utricularia minor* in Moor- teichen zu finden. Die als sehr blühunwillig bekannte Pflanze steht in den meisten Fällen in Konkurrenz zu *Utricularia australis*, welcher aufgrund des stärkeren Wuchses einen deutlichen Vorteil besitzt. Früher dürften Vorkommen häufiger gewesen sein, da durch die Intensivierung bzw. Auflassung der teich- wirtschaftlichen Nutzung viele der Moorteiche ver- schwunden sind. Heute kommt diese Art nur noch in wenigen, seit langer Zeit bestehenden Moortei- chen in den seichten Randzonen über Torfschlamm vor.

Bremis Wasserschlauch (*Utricularia bremii*)

Von herausragender Bedeutung für den Landkreis Erlangen-Höchstadt ist das Vorkommen des europä- weit vom Aussterben bedrohten *Utricularia bremii* (Rote Liste I Deutschland). Die systematische Stel- lung dieser Art war lange Zeit unklar, da rezente Nachweise fehlten. Aktuelle Blütenfunde in einem kleinen Moorteich bestätigten das bis dahin vermu- tete Vorkommen.

Die Art ist klar von *Utricularia minor* abzugrenzen: die Blüten sind deutlich größer, die Kronunterlippe ist kreisförmig, flach ausgebreitet, die Blütenstände 20-40 cm über die Wasseroberfläche erhoben und der gesamte Habitus kräftiger als der von *Utricularia minor*.

Leider ist noch zu wenig über die Habitatansprüche dieser Art bekannt, um konkrete Aussagen zur Ver- gesellschaftung machen zu können. Deutlich ist je- doch, daß die Pflanze im Bereich dieses Moortei- ches, welcher sich eigentlich in zwei, voneinander getrennte Teilbereiche untergliedert, in unterschied- lichen Wuchsformen vorkommt.

Der eine Weiher hat einen relativ hohen Wasser- stand (ca. 30 - 60cm), keine oder nur eine geringe (Torf-)Schlammauflage und mesotrophe Milieube-

dingungen. *Utricularia bremii* bildet dort ausge- breitete, schwimmende Rasen von mehreren Qua- dratmetern Fläche und ca. 30cm Dicke. Die einzel- nen Individuen sind verhältnismäßig klein (ca. 15- 20cm lang) und blühten bisher auch nicht.

Der andere Teich ist ein typischer Moorweiher mit einer 20-40cm dicken Torfschlammschicht, welche aber nur bis maximal 20cm mit braunem Moorwas- ser überstaut ist. Diese dystrophen Milieubedingun- gen sind auch der Lebensraum von Larven der o.g. Libellenarten. In diesen Torfschlenken wächst *Utricularia bremii* in Einzelexemplaren bis 40cm Länge heran und blühte auch. Einzelne umgesetzte Ballen von *Utricularia bremii* aus dem mesotrophen Teil entwickelten sich ebenso zu einzelnen, langtrie- bigen und kräftigen Pflanzen.

Die unterschiedlichen Milieubedingungen der bei- den Teiche sind relativ leicht erklärbar. Vor ca. 20 Jahren wurde der ehemals große Moorweiher für die Fischzucht entlandet. Da aber dort das Wasserange- bot gering ist, hat man das Entlandungsmaterial zum Bau eines Querdammes (Verkleinerung) in diesem Teich verwendet. Der Rest des Moorweihers sollte als Wasserrückhaltebecken dienen.

Glücklicherweise stand für den Besitzer niemals eine Intensivierung der teichwirtschaftlichen Nut- zung im Vordergrund, da der Teich an permanenter Wasserknappheit leidet. Durch eine Unterschutz- stellung als "Geschützter Landschaftsbestandteil" (nach Art. 12 Bayer. Naturschutzgesetz) sind wei- tergehende, meliorative Maßnahmen ausgeschlos- sen. Durch die Regeneration bzw. die Sicherung weiterer Moorweiher in dieser Teichkette hat bereits eine Ausbreitung der Art stattgefunden (vgl. oben), so daß die Bestände als gesichert anzusehen sind.

Moorfrosch (*Rana arvalis*)

Der Moorfrosch ist keine Leitart der o.g. sauren Moorweiher, sondern besiedelt bevorzugt Nieder- moore und Verlandungsbereiche mäßig eutropher Teiche. Voraussetzung ist, daß diese Niedermoorbe- reiche (v.a. Seggenriede) im zeitigen Frühjahr flach überstaut und gut besonnt sind. Auch ist der Moor- frosch an nicht zu saure Milieubedingungen (pH über 5) gebunden, da sonst sehr rasch eine Verpil-

Abbildung 1

**Eine Rarität im fränkischen Aischgrund:
Bremis Wasserschlauch (*Utricularia bre-
mii*).**



zung des Laiches erfolgt (PANKRATIUS 1996). In den meisten Fällen liegen die rezenten Laichplätze des Moorfrosches im Landkreis in den Verlandungszonen noch funktionierender Teiche. In wenigen Fällen sind es aber auch (Wald-)Moorweiher, deren Ränder dick mit Sphagnen bewachsen sind und nahe des Auslaufes wegen der dortigen Nährstoffanreicherung Seggenriede ausgebildet sind.

Der Moorfrosch zählt in Bayern zu den vom Aussterben bedrohten Tierarten. Das größte Moorfroschvorkommen ist in einem Teich südlich von Höchststadt zu finden. Dort wurden 1996 mit Hilfe eines teichumspannenden Amphibienschutzzaunes fast 1.000 zuwandernde Moorfrösche gezählt (PANKRATIUS 1996). Dieser Teich ist dabei gleichzeitig das Zentrum für die Besiedlung naher Niedermoore, die im Zuge des Projektes optimiert bzw. renaturiert wurden. Eine jährliche Überprüfung der Vorkommen soll zeigen, ob die jeweiligen Populationen stabil sind.

Die Leitart Moorfrosch charakterisiert somit einen Lebensraum, der wie die Moorweiher ohne menschliches Zutun verschwinden würde. Auch hier stellen die beiden Gegensätze Nutzungsintensivierung und Nutzungsauffassung die größte Gefährdung dar. Und auch hier ist es von immenser Bedeutung, daß der Wasserhaushalt gesichert ist. Ein Trockenfallen der Teiche zur Laichzeit hätte katastrophale Auswirkungen auf die dortigen Populationen.

4. Zusammenfassung

Das ABSP-Projekt "Lebensraumnetz Moorteiche und Niedermoore" bietet aufgrund seiner Konzeption optimale Möglichkeiten zur Sicherung der Lebensräume gefährdeter Tier- und Pflanzenarten, die auf anthropogene Ersatzlebensräume angewiesen sind. Die diskutierten Ziel- und Leitarten sind den verschiedensten Tier- und Pflanzengruppen zuzuordnen, stellen aber letztlich die gleichen Ansprüche an ihre Umwelt. Das bedeutet, daß durch das Projekt "Lebensraumnetz Moorteiche und Niedermoore" nicht nur historische Teichbauwerke erhalten werden, sondern ein Lebensraumtyp bewahrt wird, der im mittelfränkischen Aischgrund stark gefährdet ist.

Literatur

Die botanische Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt der "Ehrendorfer-Liste" (EHRENDORFER 1973).

CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH (1981): Süßwasserflora von Mitteleuropa.- Bd. 24, Teil 2, Gustav Fischer, Stuttgart/New York.

EHR, H. (1991): Zur Ökologie und zum Dispersionsverhalten der Libellen aus der Gattung *Leucorrhinia* (Odonata: Libellulidae).- Dipl.-Arbeit (unveröff.) Friedrich-Alexander-Univ. Erlangen-Nürnberg.

EHRENDORFER, F. (Hrsg. 1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas.- 2. Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart.

FRANKE, T. (1986): Pflanzengesellschaften der Fränkischen Teichlandschaft.- LXI. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Bamberg, Band II, Diss., Bamberg.

MARABINI, J. & T. FRANKE (1993): Möglichkeiten und Grenzen der Mobilisierung verdrängter Pflanzengesellschaften - Ein Beispiel des Biotopmanagements.- In: Natur und Landschaft 3: 123-126.

PANKRATIUS, U. (1996): Kursorische Überprüfung und Kontrolle der Moorfroschbestände an ausgewählten Teichen im "Weihergebiet" (Landkreis Erlangen-Höchststadt).- unveröff.: 13 S.

SCHOLL, G. (o.J.): Bestandserhebungen von Moorfrosch und speziellen, an vermoorte Teiche angepaßten Libellenarten im Landkreis Erlangen-Höchststadt.- unveröff.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Johannes Marabini
Landratsamt Erlangen-Höchststadt
Schloßberg 10
D-91315 Höchststadt/Aisch

Bioindikation durch Laufkäfer - Beispiele und Möglichkeiten

Jürgen TRAUTNER & Thorsten ABMANN

Einleitung

Bioindikation bedeutet, daß durch Lebewesen oder Gemeinschaften von Lebewesen etwas angezeigt wird (vgl. SCHUBERT 1991: 12). ZEHLIUS-ECKERT (in diesem Band) geht ausführlich auf diesen Begriff, seine Definition und Anwendung ein. Besonders wichtig ist, daß nicht nur Zeiger für anthropogene - vor allem stoffliche - Belastungen als Bioindikatoren bezeichnet werden, sondern der Begriff weiter gefaßt wird und z.B. auch Charakterarten für bestimmte Biotoptypen bzw. Biozönosen (vgl. SCHAEFER 1992) sowie solche Arten und Biozönosen beinhaltet, "aus deren Vorkommen oder Fehlen auf den Grad der Schutzwürdigkeit von Landschaftsausschnitten geschlossen werden kann" (ANL & DAF 1991). Dementsprechend wird nach ihrem Zweck zwischen per se wertfreien Indikatoren - nämlich Zustands- und Klassifikationsindikatoren - sowie den Ziel- und Wertindikatoren unterschieden.

In der Planungspraxis stehen heute zwar häufig die Ziel- und Wertindikatoren im Vordergrund; es darf jedoch nicht verkannt werden, daß es sich bei ihnen im Regelfall gleichzeitig um Zustands- oder um Klassifikationsindikatoren handelt (auf Ebene der Arten z.B. stenotope Auwaldarten mit hohem Gefährdungsgrad).

Da Tierarten eine wesentliche Komponente des Naturhaushaltes darstellen und von entsprechenden Veränderungen betroffen sein können, ist "eine Einbindung (...) und die Berücksichtigung ihrer ökologischen Ansprüche (...) in jedem Einzelfall raum- und umweltrelevanter Planung geboten, unabhängig von ihrem darüber hinaus gehenden Zeigewert für bestimmte planungsrelevante Standorteigenschaften" (RIECKEN 1992: 12).

Speziell im Hinblick auf landschaftsökologische Parameter wie räumlichen Verbund, Biotopgröße und -tradition sowie raum-zeitliche Dynamik spielt die planungsbezogene Bioindikation durch Tiere ohnehin eine besondere Rolle.

Im folgenden werden Beispiele der Bioindikation durch Laufkäfer vorgestellt, wobei versucht wird, ohne Anspruch auf Vollständigkeit eine möglichst große Bandbreite der Anwendung aufzuzeigen.

1. Pedobiologische Indikatoren

Einen Überblick zu dieser Thematik gibt MÜLLER-MOTZFELD (1989), mit Beispielen für direk-

te und indirekte Indikation sowie einer Auswahl qualitativer Indikatoren spezieller Bodeneigenschaften in den drei Nordbezirken der ehemaligen DDR. Für eine Reihe der dort genannten Laufkäferarten läßt sich ihre Indikatorfunktion ohne Einschränkungen auf andere Regionen übertragen, so z.B. bei spezifischen Sandbewohnern wie *Harpalus melancholicus* und *Harpalus neglectus*. Regional zu differenzieren ist dagegen die Einstufung für andere Arten. Ein Beispiel ist *Calathus ambiguus*, der in den betreffenden drei Nordbezirken ebenfalls als Indikator für Sandböden bewertet wird, in anderen Naturräumen (z.B. innerhalb Süddeutschlands) jedoch auf Löß- oder Kalkscherbenböden auftritt.

Ein besonders bekanntes Beispiel für Indikatorarten unter den Laufkäfern ist der in seinem Gesamtareal tyrophobionte *Agonum ericeti*, für den auch im Laborversuch eine Präferenz niedriger pH-Werte nachgewiesen wurde, die für Hochmoore besonders charakteristisch sind (PAJE & MOSSAKOWSKI 1984). Imagines sind zumindest quantitative Indikatoren für ombrotrophe Standorte (z.B. MOSSAKOWSKI 1970; ABMANN 1982), Larven können als qualitative Indikatoren eingestuft werden. MOSSAKOWSKI (1970) schreibt in seiner Zusammenfassung: "Nur ganz wenige Individuen überschreiten die Mineralbodenwasserzeigergrenze, was auf die große Beweglichkeit dieses Käfers zurückgeführt wird. Larven wurden nur im ombrotrophen Bereich gefunden."

Auch für weitere pedologische Aspekte stellen Laufkäfer sehr gut geeignete Indikatoren dar. So kommt *Carabus irregularis* in Westfalen ausschließlich auf kalkhaltigen Böden des Weserberglandes vor (WEBER 1966); sein Fehlen in den Kalkgebieten des Süderberglandes wird durch die allseitige Umschließung dieser Gebiete von Böden sauren Typs erklärt (GRIES ET AL. 1973). Weitere Beispiele von Arten, die Böden mit saurer oder basischer Reaktion besiedeln, führt HOLDHAUS (1954) an.

Eine längszonale Verbreitung von Uferarten mit hohem Indikationswert zeigt GÜRLICH (1998) an der Laufkäferfauna der Unterelbe auf. Ein Großteil der halobionten Arten wie *Bembidion normannum* sowie der grabende *Dyschirius chaldeus* dringt von der Küste nicht weiter als bis zur Ostemündung und damit bis zum oberen Ende der mixo-polyhalinen bis mixo-mesohalinen Zone der Elbe vor. Der halophile *Bembidion aeneum* erreicht den Übergangsbe-



Abbildung 1

Der halophile und tidenabhängige Laufkäfer *Bembidion maritimum* (alle Fotos: J. TRAUTNER).

reich der mixo-oligohalinen zur limnischen Flußwasserzone (Salzgehalt unter 0,5 Promille) rund 80 km stromaufwärts. Die halophile und tidenabhängige Art *Bembidion maritimum* (Abb. 1) kommt in der limnischen Zone bis Geesthacht (rund 140 km flußaufwärts) vor, wo heute ein Sperrwerk den Tideeinfluß in der Elbe weitgehend begrenzt. Auch an der unteren Ems (vgl. TERLUTTER & AßMANN 1998) weisen die oben genannten *Bembidion*-Arten eine (vom Salzgehalt bzw. Tideneinfluß bedingte) gleichartige räumliche Verteilung auf. Vermutlich besitzen sie einen Indikationswert, der nicht nur regional zutrifft.

Hinzuweisen ist darauf, daß vielfach - wie bei anderen Artengruppen auch - keine Abhängigkeit des Vorkommens oder der Häufigkeit einer Art im Freiland von einem einzelnen Faktor besteht, auch wenn sie diesen indiziert. Neben abiotischen spielen hier auch biotische Faktoren wie Konkurrenz eine Rolle, die z.B. bei uferbewohnenden *Bembidion*-Arten die Substratwahl beeinflussen können (vgl. SOWIG 1986).

2. "Eiszeitrelikte" als Indikatoren

Die Nordgrenze des Vorkommens augenloser, Höhlen- und tiefe Bodenschichten bewohnender Käfer (darunter auch zahlreiche Laufkäfer: Trechinen, Pterostichinen, Anillinen) ist bereits seit längerer Zeit bekannt (HOLDHAUS 1954) und von zahlreichen Autoren bestätigt worden. Diese Grenze wird - wie der übrige Endemismus von Laufkäfern in den "klassischen" Refugialgebieten der Alpen und anderer Gebirge (z.B. das Vorkommen zahlreicher *Trechus*-Arten in den "massifs de refuge" der Südalpen, Karpaten und Pyrenäen) - als Folge der eiszeitlichen Klimaverschlechterung gedeutet (vgl. AßMANN 1995). Südlich dieser Grenze waren auch während der Eiszeiten die klimatischen Bedingungen so günstig, daß diese Arten überleben konnten. Aufgrund der extremen Anpassung an ihren Lebensraum konnten sie sich postglazial nicht oder nur unwesentlich ausbreiten.

Durch die Untersuchungen von MOLENDI (1996) wurde deutlich, daß in Mitteleuropa Kaltzeit-Relik-

te in Kaltluft erzeugenden Blockhalden vorkommen (z.B. *Pterostichus negligens*). Auch wenn noch unklar ist, ob es sich um glaziale, frühe postglaziale oder womöglich sogar präglaziale Relikte handelt, muß aufgrund des geringen Ausbreitungspotentials und der Habitatbindung angenommen werden, daß die Populationen seit vielen Jahrtausenden in den betreffenden Habitaten vorkommen. Damit zeigt das Vorkommen solcher Arten nicht nur in der Gegenwart entsprechende mikroklimatische Bedingungen an, sondern auch deren Kontinuität über einen sehr langen Zeitraum.

3. Palaeo-ökologische Indikatoren

ERVYNCK ET AL. (1994) zeigen an zwei Beispielen von ehemaligen Brunnen aus der römischen Zeit und dem Mittelalter in Belgien auf, wie die Analyse von Laufkäfer-Resten Hinweise auf das damalige Umfeld der Brunnen mit einer möglichen Änderung der Landnutzung zwischen verschiedenen Zeitperioden ergab bzw. zu einer genaueren Kenntnis der Baugeschichte der Kathedrale in Antwerpen beitrug. Vorteilhaft war dabei u.a. die sehr gute Datierung zur Ökologie und Habitatbindung der Laufkäfer in Belgien, aber auch ihre gute Bestimmbarkeit selbst in Form von Fragmenten (vgl. Abb. 2a, b). Durch ihre Laufaktivität auf der Bodenoberfläche sowie die geringe bzw. fehlende Flugfähigkeit einiger Arten kann in historisch-anthropogenen Strukturen wie Brunnen, die als Fallen wirkten, mit einer auswertbaren Ansammlung von Resten gerechnet werden. In der o.g. Arbeit konnten im Falle des einen Brunnens rund 40 Individuen aus 16 Arten, im anderen Fall rund 60 Individuen aus 8 Arten identifiziert werden.

4. Indikatoren für historische Prozesse in Landschaften

Bereits seit langem ist bekannt, daß in stabilen, isolierten Lebensräumen ein Selektionsdruck in Richtung Brachypterie bei genetisch bedingtem Flügeldimorphismus¹⁾ existiert (DARLINGTON 1943; LINDROTH 1949; DEN BOER ET AL. 1980).

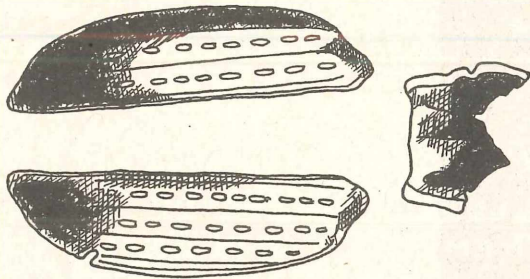


Abbildung 2a

Fragmente von *Carabus granulatus* aus einem römischen Brunnen in Burst/Belgien (Skizze nach einem Foto in ERVYNCK ET AL. 1994).

Im Extremfall kommt es zum völligen Verlust makropterer Individuen (BRANDMAYR 1983). Bei dimorphen Arten sind Populationen, die ausschließlich aus brachypteren Individuen aufgebaut werden, mit Sicherheit älter als solche, in denen beide Flügelformen auftreten.

Bei einigen Arten, die nur noch in kleinen Relikt-vorkommen nachgewiesen werden können, kann die Entwicklung in Richtung Brachypterie vermutlich so weit gehen, daß in Teilen des Verbreitungsgebietes nur noch kurzflügelige Individuen auftreten. Zu diesen Arten gehört *Cymindis macularis*, der aus dem nordwestlichen Mitteleuropa nur in der brachypteren Form bekannt ist, während alte, makroptere Museumsexemplare vorliegen (vgl. AßMANN & FALKE 1997). Solche Arten können als qualitative Indikatoren für eine langfristige Habitatkontinuität angesehen werden.

Alte Populationen besitzen auch drei Reliktarten alter Wälder in Nordwest-Deutschland (*Carabus glabratus*, *Abax ovalis*, *A. parallelus*). Diese Arten sind in ihrem Vorkommen ausschließlich oder ganz überwiegend auf Wälder beschränkt, die bereits bei den ersten genauen kartographischen Bearbeitungen dieser Region (zwischen 1750 und 1800) als Wälder ausgewiesen wurden (AßMANN 1994, Abb. 3a, b). Die meisten Wälder der Norddeutschen Tiefebene wurden erst während der letzten 200 Jahre aufgeforstet oder entstanden durch Sukzession. In solchen Beständen fehlen die Arten weitgehend. Für *Carabus glabratus* ist dieses Verbreitungsbild wahrscheinlich auf ein geringes Ausbreitungspotential zurückzuführen, wie Untersuchungen zum lokomotorischen Verhalten zeigen (AßMANN 1998). Von den landschaftlichen Veränderungen der letzten beiden Jahrhunderte mit dem Entstehen zahlreicher neuer Wälder und der Anlage von Habitatvernetzenden Strukturen (z.B. Hecken) konnten diese Arten - im Gegensatz zu den meisten anderen Waldarten - nicht profitieren. Bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit von Eingriffswirkungen und für die Auswahl von Waldschutzgebieten haben diese Arten eine herausragende Bedeutung (RIECKEN 1997).



Abbildung 2b

Carabus granulatus, Lebendaufnahme.

Populationen, die solche Habitatsinseln seit längerer Zeit besiedeln, können eine genetische Differenzierung aufweisen, die sich in biometrischen Unterschieden ausdrückt (z.B. *Carabus arcensis* in Schleswig-Holstein: MOSSAKOWSKI 1971; *Carabus auronitens* in Westfalen und Frankreich: TERLUTTER 1991).

Bereits differenzierte Populationen können sich jedoch aus Refugien ausbreiten, wenn die Landschaftsstruktur sich für die betreffende Art positiv entwickelt: So kam *Carabus auronitens* noch vor ca. 100 Jahren in der direkten Umgebung von Münster nicht vor, ist dort jetzt aber sehr häufig. In dieser Region bildet die Art heute einen auffälligen Allelhäufigkeitsgradienten aus, der mit großer Wahrscheinlichkeit durch den Kontakt von zwei zuvor differenzierten Populationen entstanden ist (TERLUTTER 1989; NIEHUES ET AL. 1996).

Diese kleine Auswahl von Beispielen belegt, daß Laufkäfer sich in besonderer Weise als Indikatorgruppe für räumlich-funktionale und besiedlungsgeschichtliche Zusammenhänge in Kulturlandschaften eignen.

5. Indikatoren kurzfristiger klimatischer Veränderungen

MÜLLER-MOTZFELD (1995) setzt sich mit dieser Thematik u.a. an Veränderungen der Laufkäferfauna Mecklenburg-Vorpommerns im Vergleich mit anderen Regionen Mittel- und Westeuropas auseinander. Er postuliert, daß das vorhandene Datenmaterial und das methodische Repertoire der Ökofaunistik bezüglich der Laufkäfer ausreichend sind, um zwischen kurzfristigen Arealschwankungen und langfristigen klimatischen Trends zu unterscheiden. In den beiden letzten Jahrzehnten sind speziell für eine Reihe wärmeliebender oder atlantischer Arten Arealerweiterungen oder eine Zunahme der Häufigkeit in Deutschland festzustellen. Beispiele sind *Diachromus germanus*, *Leistus fulvibarbis* und *Harpalus attenuatus*. Entsprechende chorologische und populationsbiologische Parameter (z.B. Areal-



Abbildung 3a

Carabus glabratus.

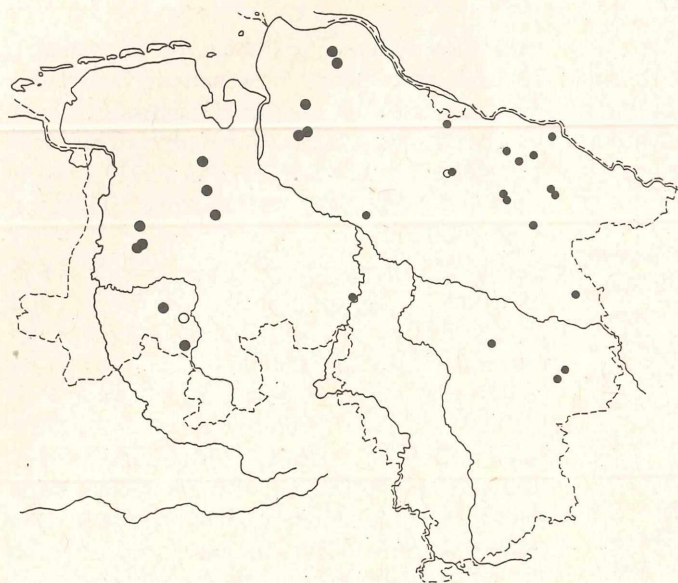


Abbildung 3b

Verbreitung von *Carabus glabratus* im niedersächsischen Tiefland. Gefüllte Kreise kennzeichnen Nachweise aus historisch alten Wäldern, offene Kreise Nachweise aus historisch jungen Wäldern. Funde aus dem Weser- und Leinebergland sowie dem Harz wurden nicht berücksichtigt (nach ABMANN 1994, ergänzt).

grenzen, Abundanz) sind auch längerfristig für eine Indikation geeignet.

6. Indikatoren stofflicher Belastungen

FREITAG ET AL. (1973) untersuchten Laufkäfer an Waldstandorten in unterschiedlicher Entfernung zu einem Kraftwerk in Kanada. Dabei konnten sie eine deutliche Abnahme der Individuenzahlen mit zunehmender Nähe zum Kraftwerk belegen. Die Reduktion der Individuenzahlen war mit einer zunehmenden Na_2SO_4 -Immission korreliert. MAURER (1974) wies signifikant reduzierte Arten- und Individuenzahlen bei Laufkäfern randlich zu einer stärker befahrenen Straße gegenüber vergleichbaren Standorten an einer wenig befahrenen nach; stoffliche Belastungen dürften hier mit eine Rolle spielen. Für straßennah gefangene Individuen von *Carabus auratus* und *Poecilus cupreus* konnte er einen 4-8fach erhöhten Bleigehalt feststellen.

Obwohl o.g. Beispiele eine mögliche Bioindikation speziell von Immissionseinflüssen durch Verkehr

und Industrieanlagen anhand der Laufkäfer aufzeigen, dürften entsprechende Ansätze in der Praxis nur eine vergleichsweise geringe Bedeutung erlangen. Hier stehen u.a. mit anderen Gruppen der Bodenfauna, mit Gefäßpflanzen sowie mit Flechten sensiblere und praktikablere Indikatorarten zur Verfügung.

Eine größere Bedeutung haben Laufkäfer aber bei speziellen Tests zur Wirkung von Chemikalien. Im folgenden mehrere Beispiele:

Relativ viele Untersuchungen widmen sich Nebenwirkungen von Pestiziden. Hier sei eine Arbeit von KEGEL (1989) herausgegriffen, der mit Hilfe von Laborzuchten 3 Insektizide und 6 Herbizide in ihrer Wirkung auf Larven verschiedener *Poecilus*-Arten testete (Abb. 4). Ein wesentliches Ergebnis war, die verwendete Testmethode aufgrund der höheren Empfindlichkeit der Larvenstadien (z.B. Mortalitätsrate) als Ergänzung zum Prüfprogramm der IOBC/WPRS-Gruppe "Pesticides and Beneficial Organisms" vorzuschlagen.

GRUTTKE (1989) untersuchte im Rahmen eines

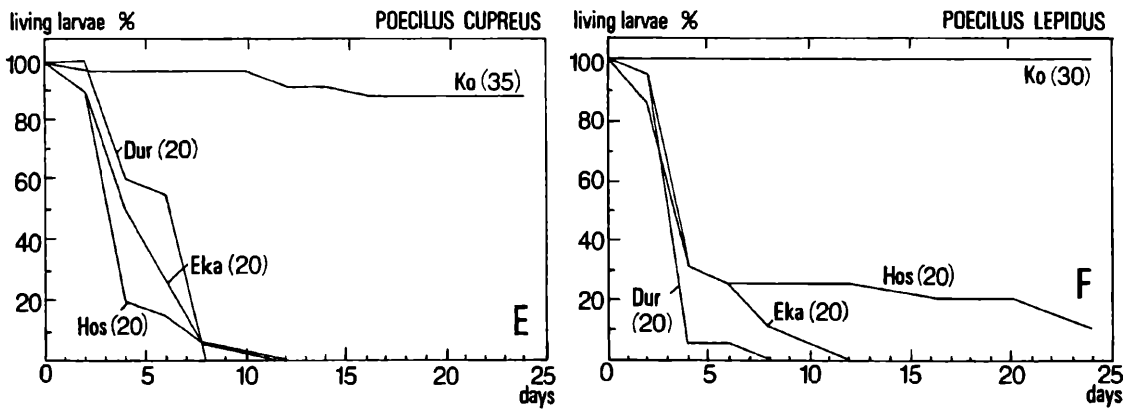


Abbildung 4

Anteile lebender Larven zweier *Poecilus*-Arten in Experimenten mit Insektiziden. Dursban (Dur), Ekamet (Eka) und Hostaquick (Hos). Ko = Kontrolle. Zahlen in Klammern geben die Anzahl getesteter Individuen wieder (Auszug aus KEGEL 1989).

Testprogramms mit Pentachlorphenol-Natrium (PCP-Na) mittels Labor- und Freilandversuchen Wirkungen auf die Laufkäferfauna eines Ruderalökosystems. Er stuft das untersuchte Ökosystem und dessen Laufkäferfauna im Besonderen als geeignet für die Umweltchemikaliertestung ein. U.a. wurde eine Repellentwirkung des PCP-Na nachgewiesen, die im Freilandversuch eine Erhöhung der Aktivitätsdichte von *Amara fusca* und *A. bifrons* zur Folge hatte (Streß- oder Fluchtaktivität).

Speziell mit Pestizidanwendungen und ihren Auswirkungen auf die Laufkäferfauna von Äckern im Freiland befaßt sich BASEDOW (1989): "Für ein Gebiet intensiven Ackerbaus (Brokersdorf/Kiel) konnte gezeigt werden, daß mit der Steigerung der Pflanzenschutz-Intensität von 1971-1984 eine Laufkäferart ausgelöscht wurde (der Goldlaufkäfer, *Carabus auratus* L.) und weitere drei Arten in ihrer Häufigkeit um 92-98% reduziert wurden. Die Gesamthäufigkeit der (größtenteils als Schädlingsfeinde "nützlichen") Laufkäfer ging um 81% zurück (...). Bei der experimentellen Nachstellung intensiver Insektizidbelastung in Grünholz/Kappeln auf 20ha-Parzellen über 6 Jahre zeigten sich die Laufkäfer als besonders empfindlich (verglichen mit den Kurzflügelkäfern und Spinnen). Auf der am stärksten belasteten Großparzelle fehlten am Ende des 5jährigen Fruchtfolgezyklus 8 Laufkäferarten. Weitere 7 Arten waren einschneidend dezimiert."

Insektizide werden auch in Wäldern (insbesondere bei Schmetterlings-Kalamitäten) eingesetzt. KLENNER (1994) konnte an westfälischen Wäldern zeigen, daß der Einsatz von Dimilin im Folgejahr einen reduzierten Bestand an Frühjahrsbrütern bewirkte. Vermutlich hängt dieser Rückgang mit dem Zeitraum der Larvenentwicklung zusammen, die während des Gifteinsatzes stattfand. Sommer- bzw. Herbstbrüter, die während des Winterhalbjahres ihre Larvalstadien durchlaufen, zeigten keinen so deutlichen Rückgang. Nicht nur auf landwirtschaft-

lichen Nutzflächen, sondern auch im forstwirtschaftlichen Bereich sind Laufkäfer brauchbare Indikatoren für Pestizideinwirkungen.

7. Indikatoren weiterer Belastungen

Neben den direkt vorstehend genannten Arbeiten, bei denen eine Fokussierung auf Pestizide erfolgte, ist in einer ganzen Reihe weiterer Untersuchungen die Indikation der Auswirkung intensiver Nutzung bzw. einer Nutzungsintensivierung in der Landwirtschaft belegt. Dies gilt sowohl für Äcker (STEINBORN & HEYDEMANN 1990; BASEDOW ET AL. 1991, u.a.) als auch Grünland (z.B. TIETZE 1985). Relevante Merkmale sind hier z.B. Veränderungen der Artenzusammensetzung mit Ausfall besonders großer Arten, Rückgang von Arten- und Individuendichten. Aus solchen Ergebnissen sind auch Formulierungen von "Mindeststandards" bezüglich der Artenausstattung von Nutzflächen zu fordern, wie dies im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (vgl. WALTER ET AL. 1998) erfolgt.

Als Indikatoren von anthropogenen Veränderungen des Wasserhaushaltes sind Laufkäfer sehr gut geeignet, zumal sie schneller reagieren können als z.B. die Vegetation. Entsprechendes zeigten u.a. THIELE & WEISS (1976): Grundwasserabsenkungen in einem Waldgebiet führten zu deutlichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung sowie im Dominanzgefüge der Laufkäferfauna. Besonders empfindliche und weniger verbreitete Arten fielen vollständig aus. Je nach Ausmaß der Veränderungen ist hier eine quantitative oder bereits eine qualitative Indikation über Vorkommen bzw. Fehlen bestimmter Laufkäferarten gegeben.

An Fließgewässern und in Auen, die besonders artenreiche Laufkäferzönosen beherbergen, ist die Gruppe zur Indikation des Natürlichkeitsgrades sowie der Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen einzusetzen. Dabei sind nicht nur strukturelle Bedingungen für Vorkommen und Häufigkeit des

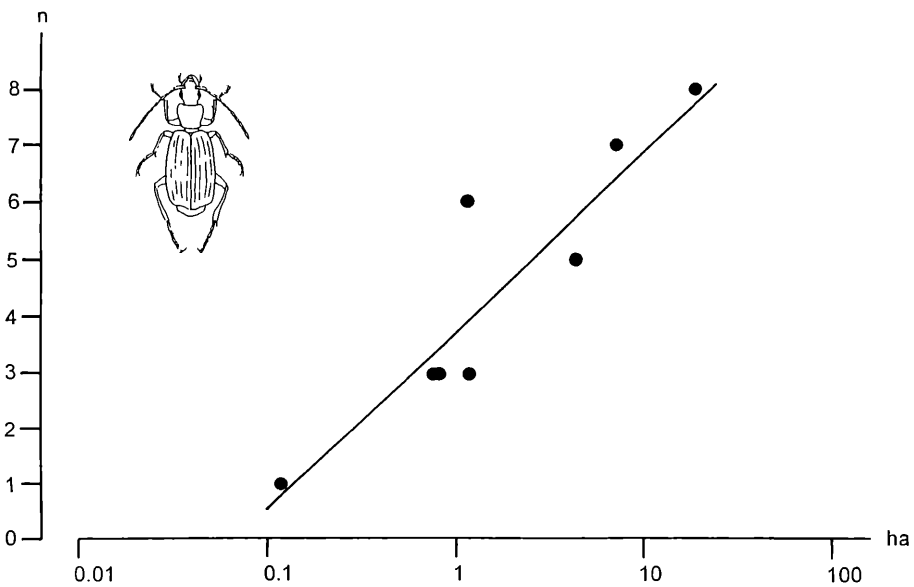


Abbildung 5

Abhängigkeit des Auftretens charakteristischer Laufkäfer der Sandtrockenrasen in Nordwestdeutschland von der Biotopgröße (nach AßMANN & FALKE 1997).

Auftretens von Arten entscheidend, sondern auch Änderungen im Wasserregime, die solche nicht unmittelbar hervorrufen müssen. So zeigt HERING (1995), daß ein Ausbleiben oder eine Verringerung regelmäßiger Hochwässer zur vermehrten Etablierung von Ameisennestern und damit zu verstärkter Nahrungskonkurrenz in Habitaten stenotoper Laufkäfer der Ufer führt. Die Konsequenz ist das Verschwinden anspruchsvoller Arten. BONN (1998) diskutiert Unterschiede im Anteil flugunfähiger (brachypterer bzw. mikropterer) Individuen zwischen den Laufkäferzönosen an der mittleren Weser und Elbe im Hinblick auf eine Bioindikation (Regelmäßigkeit des Auftretens der für Auen charakteristischen Hochwässer).

Zahlreiche Arbeiten widmen sich schließlich Städten bzw. dem Gradienten Stadt-Umland (z.B. KLAUSNITZER & RICHTER 1980) und zeigen dabei das Indikationspotential dieser Tiergruppe auf.

8. Indikatoren für Habitatgrößen und "Biotopmanagement"

Die meisten Populationen von Laufkäfern weisen starke Schwankungen ihrer Populationsgrößen in der Zeit auf. DEN BOER (1982, 1990) konnte sogar Amplituden bis zu zwei Zehnerpotenzen nachweisen. In kleinen Habitaten sollte damit eine erhebliche Aussterbewahrscheinlichkeit für viele Arten bestehen. Ist das Ausbreitungspotential der betreffenden Arten zudem gering, sollten in größeren Biotopen durchschnittlich mehr solcher Arten vorkommen als in vergleichbaren kleineren. Solche Arten-Areal-Beziehungen konnten für Heiden in den Niederlanden (DE VRIES 1994) und für Sandtrockenrasen in Niedersachsen (AßMANN & FALKE

1997; Abb. 5) nachgewiesen werden. Bemerkenswert groß müssen nach diesen Ergebnissen die betreffenden Biotope sein, damit sie das "komplette" Artenspektrum aufweisen (über 70ha bei Heideflächchen).

Zahlreiche Lebensräume wurden in historischer Zeit intensiver oder anders genutzt als dies heute oft der Fall ist. Ein solches Beispiel stellen die noch im letzten Jahrhundert großflächig in Nordwest-Deutschland verbreiteten Sandheiden (Genisto-Callunetum) dar. Neben der Beweidung durch Schafe wurden Teilbereiche immer wieder gebrannt, gemäht und abgeplaggt (Entfernung der Rohhumus-Schicht mit der Vegetation). Dies führte zu einer räumlichen und zeitlichen Heterogenität in den Heidegebieten. Heute werden die meisten verbliebenen Heidereste nur noch relativ extensiv beweidet. Wie DEN BOER & VAN DIJK (1994) zeigen konnten, besiedeln einige Laufkäfer bevorzugt solche Flächen, die durch ein besonderes "Biotopmanagement" gepflegt werden, das den historischen Nutzungen nachempfunden ist. Damit stellen Laufkäfer auch brauchbare Indikatoren für die Effizienzüberprüfung von Pflegemaßnahmen in Heiden dar (s. folgenden Abschnitt).

9. Ziel- und Bewertungsindikatoren

Die Eignung von Laufkäfern als Ziel- und Bewertungsindikatorgruppe in der Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung ist durch zahlreiche Veröffentlichungen und Projekte belegt; bei Planungen sind Laufkäfer in vielen Fällen als "Standardgruppe" zu berücksichtigen (vgl. RECK & KAULE 1993; RIECKEN 1992). Weitere Ausführungen und Beispiele finden sich bei TRAUTNER (1993). Eine Übersicht zum bundesweiten faunistisch-

Wertstufe	Kriterien (jeweils alternativ)
8 Überregionale bis landesweite Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> • Vorkommen einer zentraleuropäisch-endemischen Art (s. Anm. 1) unabhängig von der bundesweiten Gefährdungssituation, sofern es sich um ein Schwerpunktorkommen auf Landesebene handelt • Vorkommen einer Art mit zentraleuropäischem Verbreitungsschwerpunkt oder isoliertem Teilareal, die in Deutschland zumindest selten oder gefährdet bzw. landesweit sehr selten oder stark gefährdet ist, soweit das betreffende Vorkommen besonders günstige Schutz- und ggf. Entwicklungsmöglichkeiten bietet (s. Anm. 2) • Vorkommen mehrerer landesweit sehr seltener Arten oder einer landesweit extrem seltenen oder einer landesweit vom Aussterben bedrohten Art (s. Anm. 5) • Vorkommen einer bundesweit sehr seltenen Art • Vorkommen mehrerer bundes- oder landesweit stark gefährdeter Arten mit biotoptypischer Begleitfauna, soweit die betreffenden Vorkommen besonders günstige Schutz- und ggf. Entwicklungsmöglichkeiten bieten (s. Anm. 2) • Besonders gut ausgeprägte, biotoptypische Zönose, sofern es sich bei dem betrachteten Fall um das landesweit einzige oder um ein deutliches Schwerpunktorkommen dieser Zönose handelt und landesweit gefährdete Arten auftreten (vgl. Anm. 4) • Sehr artenreiche und typische Laufkäferfauna mit zahlreichen landesweit gefährdeten und stark gefährdeten Arten, diese zumindest teilweise auch bundesweit gefährdet und in großer Individuenzahl/Population <p>Bezugsebene für dieses Kriterium sind abgrenzbare Biotope oder Biotopkomplexe (z.B. Aueabschnitte, Niedermoorgebiete), für die ein funktionaler Zusammenhang besteht. Nicht als Bezugsebene können beliebige Landschaftsausschnitte, politisch-administrativ abgegrenzte Gebiete oder z.B. vollständige Naturräume 4. Ordnung gewertet werden. Als mögliche Orientierungswerte für eine Einstufung nach diesem Kriterium dienen >80 Arten, davon mindestens 9 Arten oder 10% landesweit gefährdet und zahlreiche in besonderem Maße biotoptypische Arten vertreten.</p>

Abbildung 6

Auszug aus dem Bewertungsrahmen von TRAUTNER (1996a) für eine der neun Bewertungsstufen.

ökologischen Kenntnisstand mit Checklisten geben TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD (1995). Eine aktuelle bundesweite Rote Liste mit Einstufung der Häufigkeit und Kennzeichnung der besonderen Schutzverantwortung für Arten unter biogeographischen Gesichtspunkten liegt vor (TRAUTNER ET AL. 1997). Auch regionalisierte faunistisch-ökologische Daten sind in großem Umfang

vorhanden, wenngleich ihre Verfügbarkeit teilweise noch eingeschränkt ist. In der 1997 neu gegründeten, gemeinnützigen Gesellschaft für Angewandte Carabidologie e.V. (GAC) wird diesbezüglich an einer Verbesserung gearbeitet.

Gerade die Habitatbindung von Arten muß immer im regionalen Kontext beurteilt werden (vgl. MÜLLER-MOTZFELD 1991; NETTMANN 1991),

***Elaphrus uliginosus* (Dunkler Uferläufer), Rote Liste 2**

Habitat: Naßstandorte mit meist mäßig dichter, stark vertikal strukturierter Vegetation (Schilf, Seggen, Binsen). Typische Lebensräume sind Ufer von Stillgewässern, Gräben und Naßwiesen oder -brachen.

Bestandssituation, -entwicklung und Verbreitung: *Elaphrus uliginosus* ist bundesweit stark gefährdet und auch in angrenzenden Staaten ernsthaft bedroht. So rechnet ihn MARGGI (1992) für die Schweiz zu den vom Aussterben bedrohten Arten und DESENDER & TURIN (1989) wiesen nach, daß er in mehreren westeuropäischen Staaten zu den am stärksten rückläufigen Laufkäferarten zählt. Wesentlichste Ursachen sind im massiven Rückgang überwiegend offener Naßstandorte durch Drainage und intensive Grünlandnutzung, Verfüllung von Kleingewässern und nassen Senken, intensive Nutzung von Stillgewässern mit Beseitigung oder Einengung der Verlandungsvegetation sowie z.T. Überbauung zu sehen. In Baden-Württemberg liegen nach dem derzeitigen Kenntnisstand nur aus den nördlichen Landesteilen Nachweise vor (Nördlicher Oberrhein, Kraichgau/Neckarbecken, Albvorland, Obere Gäue), dabei handelt es sich vielfach um kleine, z.T. akut durch Bauvorhaben oder Nutzungsänderung bedrohte Vorkommen.

Ziel: Langfristige Förderung der Art in allen derzeit bekannten Vorkommensgebieten, insbesondere Etablierung zahlreicher, nachhaltig gesicherter Populationen im Kraichgau/Neckarbecken, in Teilen der Oberen Gäue sowie im Albvorland.

Mögliche Maßnahmen zur Umsetzung: Wiedervernässung drainierter Grünlandstandorte zunächst im Umfeld bestehender Vorkommen. Entwicklung und Sicherung nasser, weitgehend gehölzfreier Bereiche durch Mahd oder extensive Beweidung. Zulassung von Verlandungsprozessen in Stillgewässern.

Abbildung 7a

Beispiele besonders zu berücksichtigender Laufkäferarten aus dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Auszug aus TRAUTNER 1996b): *Elaphrus uliginosus*, eine charakteristische Feuchtgebietsart.

ebenso "Erwartungswerte" für Artenspektren bestimmter Biotoptypen.

Die Bewertung von Flächen oder Lebensraumkomplexen anhand der Laufkäferfauna setzt im Regelfall eine hinreichend aktuelle Bestandsaufnahme voraus. In bestimmten Fällen kann diese auf eine gezielte Suche besonders "wertgebender" Arten beschränkt werden. Im weiteren ist es unseres Erachtens im Prinzip unerheblich, auf welche Weise genau (z.B. formal-argumentativ oder mittels anderer Verfahren) die Bewertung zustandekommt, sofern sie nach gängigen Bewertungskriterien objektiv nachvollziehbar dargestellt wird und den aktuellen Kenntnisstand zu Verbreitung, Lebensraumsprüchen und Schutzbedarf von Arten berücksichtigt. Dennoch wäre aus praktischen Gründen eine Vereinheitlichung anzustreben. Ein Vorschlag, der sich an der 9stufigen Skala von KAULE (1991) orientiert, wurde bereits veröffentlicht (TRAUTNER 1996a; Abb. 6) und zwischenzeitlich bei Projekten in verschiedenen Bundesländern angewandt.

Im Bundesland Baden-Württemberg operationalisiert das neu erarbeitete Zielartenkonzept (vgl. WALTER ET AL. 1998), das als Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm erarbeitet wurde, "das Schutzgut Arten und Biotope für planerische Fragen und Fragen der Eingriffsbewertung"

Unter den repräsentativen Artengruppen, die im Rahmen des Zielartenkonzeptes berücksichtigt wurden, befinden sich auch die Laufkäfer. Sie trugen auf den verschiedenen Ebenen (Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume, Mindeststandards, Prozeßschutz, Umweltqualitätsziele auf regionaler Ebene für 18 Teilräume, großflächige Vorranggebiete) zur Formulierung von Bewertungsgrundlagen und Zielen bei. Eine Auswahl bestimmter Indikatorarten soll zudem für eine länger-

fristige Kontrolle der Zielerfüllung herangezogen werden (vgl. Abb. 7a-d).

Im Rahmen von Erfolgskontrollen werden Laufkäfer vielfach als Indikatorgruppe eingesetzt. Hier stehen oft Fragen nach der Entwicklung charakteristischer Zönosen eines bestimmten Typs oder der Förderung besonders gefährdeter Arten, für die an anderer Stelle eine Beeinträchtigung z.B. im Rahmen eines Bauvorhabens erfolgt, im Vordergrund.

Ein Beispiel aus den wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zu einem Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundes (E+E-Vorhaben) stellen die Ergebnisse von der Oster, einem kleineren Fließgewässer im Saarland, dar. Hier konnte aufgezeigt werden, daß durch die Umgestaltung des bislang technisch ausgebauten Fließgewässers innerhalb kurzer Zeit tatsächlich auch eine typische Uferfauna entwickelt werden konnte (vgl. TRAUTNER & BRÄUNICKE 1997): Anzahl und Anteile spezifischer Uferarten am Gesamtartenspektrum nahmen gegenüber dem vorigen Zustand erheblich zu und entsprechen einem ebenfalls untersuchten Vergleichsgebiet der Oster mit naturnahen Uferstrukturen (Abb. 8).

HANDKE (1997) faßt aus den langjährigen Untersuchungen zu Ausgleichsmaßnahmen in der Bremer Flußmarsch zusammen: "Laufkäfer haben sich im Bremer Raum bei der Erfolgskontrolle bewährt. Die Erfassung ist einfach, gut standardisierbar und die Ergebnisse lassen sich gut interpretieren. In vielen Lebensräumen liefern die Ergebnisse von Laufkäferuntersuchungen wichtige Zusatzinformationen im Vergleich zu vegetationskundlichen und ornithologischen Untersuchungen" Er konnte z.B. nachweisen, daß bestimmte Ausgleichsmaßnahmen bereits in kurzer Zeit Erfolge zeigten, andere jedoch

Cicindela germanica (Deutscher Sandlaufkäfer), Rote Liste 2

Habitat: Sonnenexponierte „Störstellen“ auf Böden mit meist ausgeprägter Wechselfeuchte bzw. Wechseltrokenheit. Bei den aktuellen baden-württembergischen Funden handelt es sich v.a. um Trittstellen in Halbtrockenrasen, Erosionsstellen im mageren Grünland, Abbaubiete und Übungsgelände (vgl. TRAUTNER & DETZEL 1994).

Bestandssituation, -entwicklung und Verbreitung: Noch im letzten Jahrhundert war *C. germanica* in landwirtschaftlich genutzten Bereichen in einigen Gebieten Deutschlands nicht selten, stellenweise sogar häufig. Viele ältere Funde stammen von Äckern oder Ackerbrachen, solche sind auch aus Baden-Württemberg belegt (z.B. Friedrichshafen und Stuttgart). Durch die Intensivierung der Landwirtschaft mit Verlust kurzzeitiger Brachestrukturen ist *C. germanica* drastisch zurückgegangen und heute in ganz Deutschland hochgradig gefährdet. Baden-Württemberg beherbergt nach dem derzeitigen Kenntnisstand bundesweit noch die größten Vorkommen der Art, weshalb auch eine besondere Schutzverantwortung besteht. Aktuell sind landesweit rund 15 z.T. weiträumig isolierte Vorkommen bekannt (vgl. Abb. 21-2), von denen einige durch Nutzungsänderung akut bedroht sind. Die Vorkommen konzentrieren sich auf Kraichgau/Neckarbecken, das Albvorland sowie Randbereiche der Schwäbischen Alb.

Ziel: Langfristige Förderung der Art in allen derzeit bekannten Vorkommensgebieten und Wiederentwicklung geeigneter Lebensräume im ackerbaulich genutzten Bereich (deutliche Ausdehnung der Vorkommen). Im Kraichgau/Neckarbecken sowie im Randbereich der Schwäbischen Alb und im Albvorland sind in einem größeren Teil der Meßtischblätter nachhaltig gesicherte Vorkommen anzustreben. Ein Schwerpunktgebiet sind dabei Filsalb und Vorberge in Verbindung mit Albuch-Randhöhen und Teilen des östlichen Alb-Vorlandes. Langfristig ist die Wiederbesiedlung von ehemals bewohnten Naturräumen (z.B. Bodensee, Südlicher Oberrhein) anzustreben.

Mögliche Maßnahmen zur Umsetzung:

Kurz- bis mittelfristig:

- Bei Wegfall bestehender, arterhaltender Nutzungen in erster Linie periodische Schaffung von Rohbodenstrukturen z.B. durch Oberbodenabschiebung
- Bereitstellung besiedelbarer Flächen im räumlichen Verbund zu bestehenden Vorkommen (Potential derzeit in erster Linie in Äckern; pestizidfreie Bewirtschaftung mit 2- bis 3jährigen Wechselbrachen und hohem Flächenanteil von Begleitstrukturen; zu Beginn ggf. Aushagerung, weiterhin Düngemittelbeschränkung)
- In von der Art besiedelten Räumen soweit möglich Verzicht auf Befestigung von Wegen sowie auf Sicherungsmaßnahmen an Erosionsstellen

Langfristig:

- Änderungen der Agrarpolitik; statt Flächenstillegung extensivere Bewirtschaftung mit Wechselbrachen (s.o.), hohem Anteil an nutzungsbegleitenden Flächen sowie Düngemittel- und Pestizideinschränkung

Abbildung 7b

7b-7d: *Cicindela germanica*, Deutscher Sandlaufkäfer (mit Verbreitung in Baden Württemberg).

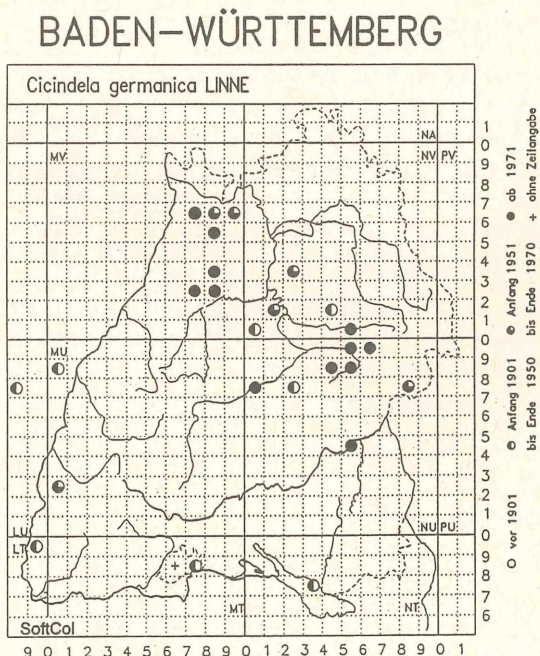


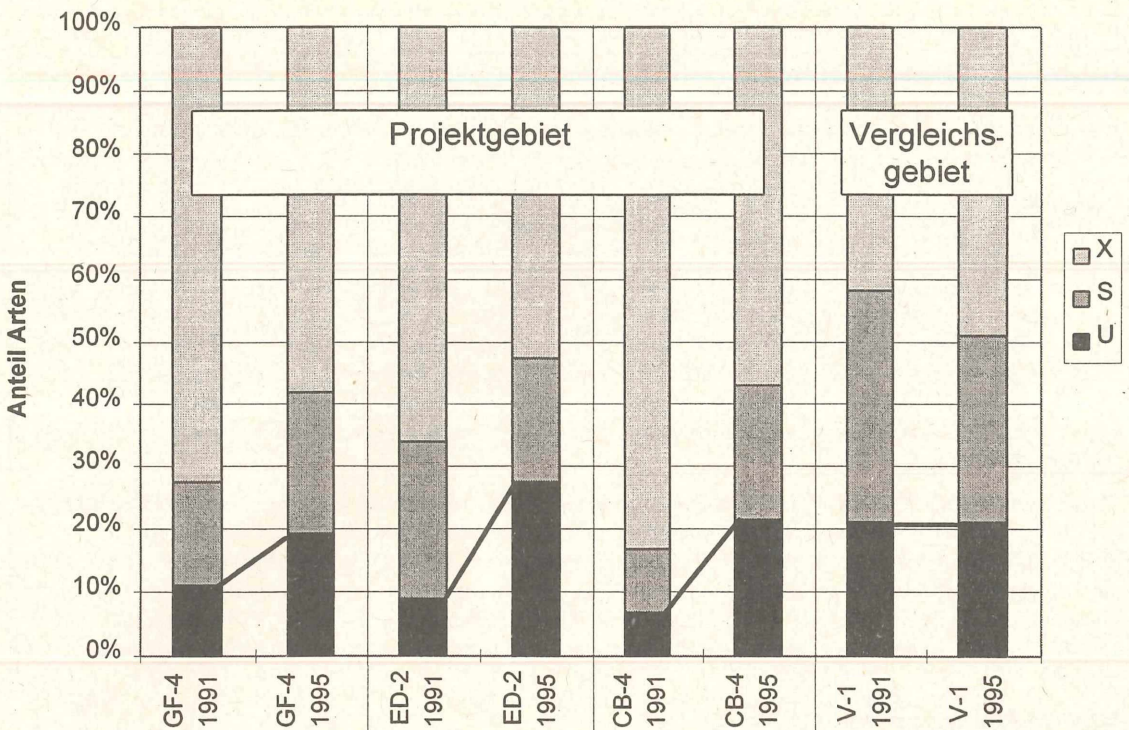
Abbildung 7c

kontraproduktiv oder optimierungsbedürftig waren (wie die Überstauung im Grünland zur Förderung extrem feuchteabhängiger Arten).

Aber nicht nur die Zusammensetzung von Zönosen, das Vorkommen oder die Häufigkeit spezieller Arten sind als Indikationsmerkmale im Rahmen von Erfolgskontrollen anwendbar. In den vorangegangenen Abschnitten wurden bereits weitere Möglich-



Abbildung 7d



- U Bewohner von Ufern und dynamischen Auestandorten
 S Sumpf- und Moorarten (ohne spezifische Arten gehölzdominierter Naßstandorte)
 X Sonstige Arten (hier nicht weiter differenziert)

Abbildung 8

Anteile von spezifischen Ufer- und Sumpfbewohnern am Artenspektrum von 1990/91 (vor der Umgestaltung) und 1995 (nach der Umgestaltung) bearbeiteten Probestellen des Osterufers; im Vergleichsgebiet erfolgte keine Umgestaltung (nach TRAUTNER & BRÄUNICKE 1997).

keiten angesprochen (z.B. Flügelmorphismus, genetische Merkmale). Ein weiteres Beispiel stellt der stenotope, in der Lüneburger Heide Moor- und Sandheiden bewohnende Laufkäfer *Carabus nitens* dar, der nur noch in kleinen Reliktpopulationen verbreitet ist. Mit Hilfe von genetischen Markern (Abb. 9) läßt sich in Zukunft verfolgen, ob (und wenn ja, wie) sich die dort geplante Biotopvernetzung tatsächlich auswirkt (ABMANN & TERLUTTER 1998).

10. Indikatoren einer biologischen Vielfalt im weltweiten Maßstab - ein Ausblick

Weltweit stellt die Beurteilung und Sicherung der biologischen und damit der Artenvielfalt ein wichtiges Thema dar (z.B. HEYWOOD & WATSON 1995). Auch in diesem Zusammenhang sind die relativ gut bearbeiteten Laufkäfer insgesamt oder ausgewählte Gruppen unter ihnen wichtige Indikatoren. Am Beispiel der Sandlaufkäfer - mit weltweit etwas über 2.000 bekannten Arten - zeigen dies PEARSON & CASSOLA (1992) eindrucksvoll auf. Sie konnten anhand einer Auswertung nach Rasterfeldern für Nordamerika, den Indischen Subkonti-

ent und Australien belegen, daß die regionale Artenvielfalt von Sandlaufkäfern mit derjenigen von Vögeln und Schmetterlingen jeweils signifikant positiv korreliert ist.

Da der Erfassungsaufwand bei Sandlaufkäfern aber erheblich geringer als bei den beiden anderen Gruppen ist, werden Sandlaufkäfer in diesem Fall als besonders praktikable Indikatoren biologischer Vielfalt erachtet²⁾. Fragen des Aufwandes sind insbesondere auch bei längerfristigen Überprüfungen von großer Bedeutung.

Der in Kürze erscheinende neue Weltkatalog der Laufkäfer mit Verbreitungsangaben (LORENZ, in Vorb.) dürfte weitere Ansätze ermöglichen, speziell auch im Hinblick auf Gruppen mit hohem Endemiten-Anteil.

11. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit zeigt Beispiele der Bioindikation durch Laufkäfer auf. Für viele Fragestellungen ist die Artengruppe besonders gut geeignet und wird auch in der Praxis angewandt. Das Spektrum reicht dabei von der Indikation spezieller Standort-

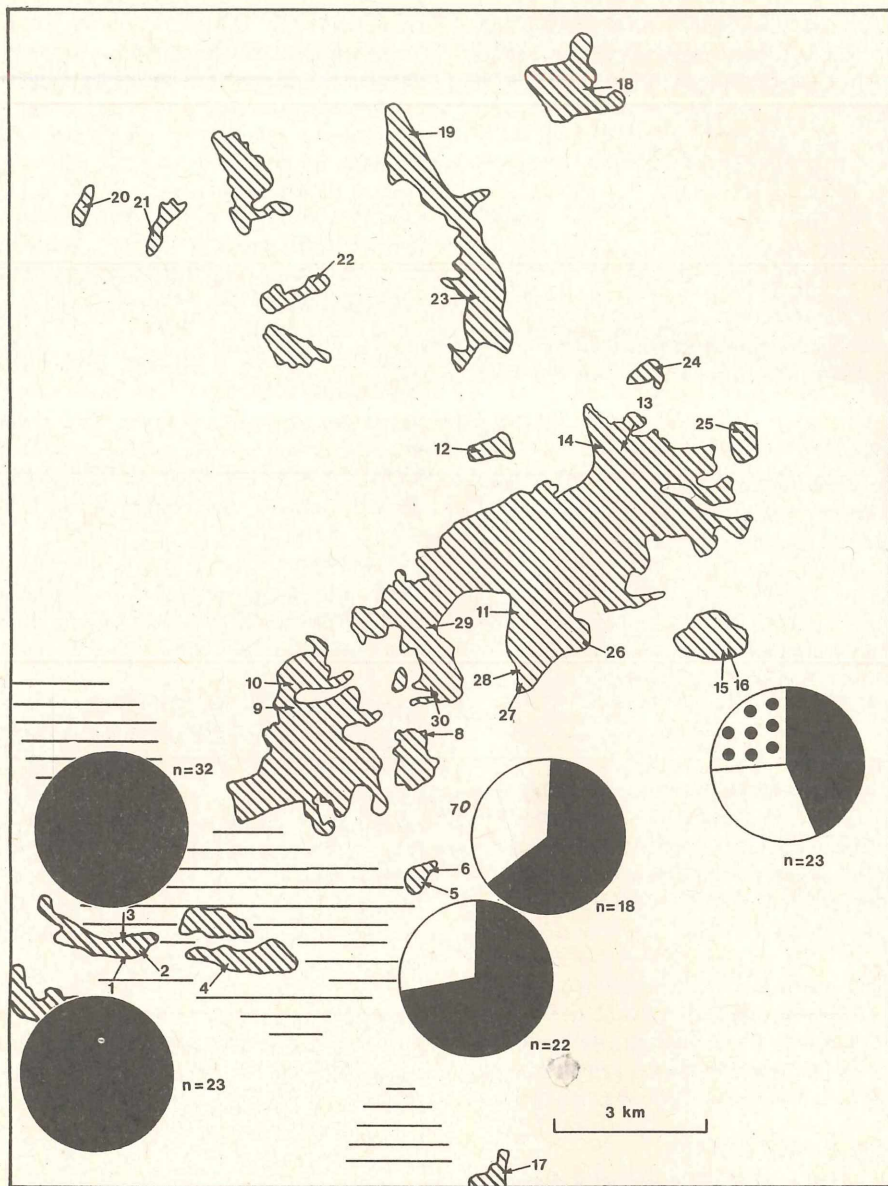


Abbildung 9

Allelfrequenzen für den Aminosäure-Aspartat-Transaminase-1-Genlocus von *Carabus nitens* im NSG "Lüneburger Heide". Schräg schraffiert sind Heideflächen, waagrecht schraffiert militärische Übungsgelände, die überwiegend vegetationsfreie Bereiche, isolierte kleinflächige Heiden (in der Regel < 1ha) und Wälder enthalten (nach ABMANN & TERLUTTER 1998).

faktoren über räumlich-funktionale Beziehungen und Biotoptradition bis hin zu Belastungsindikatoren, palaeo-ökologischen Indikatoren sowie Ziel- und Bewertungsindikatoren in der Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung. Abschließend wird ein kurzer Ausblick auf die Anwendung bei der Beurteilung biologischer Vielfalt im weltweiten Maßstab gegeben.

Dank

Unser Dank für hilfreiche Informationen oder Diskussionen zu diesem Themenbereich gilt Stephan Gürlich (Buchholz), Dr. Klaus Handke (Ganderkesee), Wolfgang Lorenz (Tutzing), Prof. Dr. G. Mül-

ler-Motzfeld (Greifswald), Uwe Riecken (Bonn) sowie Wolfgang Zehlius-Eckert (Freiburg). Herr Frank Wais (Stuttgart) half bei der Manuskriptbearbeitung.

Anmerkungen

¹⁾ Zwei verschiedene Ausprägungen der häutigen Hinterflügel: Individuen mit voll ausgebildeten Hinterflügeln (makropter) sind - soweit auch die Flugmuskulatur entwickelt ist - morphologisch flugfähig. Individuen mit stark reduzierten Hinterflügeln (brachypter) sind flugunfähig.

²⁾ Weltweit kann mit Sicherheit keine Artengruppe alleine für eine entsprechende Bewertung herangezogen werden. In einem Indikationssystem sollten jedoch Laufkäfer berücksichtigt werden.

Literatur

AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) & DACHVERBAND AGRARFORSCHUNG (DAF), Hrsg. (1991):

Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung.- 2., neu bearb. Aufl., Informationen 4, Laufen/Frankfurt: 125 S.

ABMANN, T. (1982):

Faunistisch-ökologische Untersuchungen an der Carabidenfauna naturnaher Biotope im Hahnenmoor (Coleoptera, Carabidae).- Osnabrücker naturwiss. Mitt. 9: 105-134.

——— (1994):

Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene.- NNA-Berichte 3/94: 142-151.

——— (1995):

Zur Populationsgeschichte der Laufkäfer *Carabus punctatoauratus* Germar und *Carabus auronitens* Fabricius (Coleoptera, Carabidae): Über Endemismus in eiszeitlichen Refugialräumen und postglaziale Arealausweitung.- Osnabrücker naturwiss. Mitt. 20/21: 225-273.

——— (1998):

Bedeutung der Kontinuität von Lebensräumen für den Naturschutz Untersuchungen an waldbewohnenden Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) mit Beispielen für methodische Ergänzungen zur Langzeitforschung.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz (i. Druck).

ABMANN, T. & B. FALKE (1997):

Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 54: 129-144.

ABMANN, T. & H. TERLUTTER (1998):

Populationsgenetische Untersuchungen an Laufkäfern und ihre Bedeutung für den Naturschutz (Coleoptera, Carabidae).- Angewandte Carabidologie 1 (i. Druck).

BASEDOW, T. (1989):

Die Bedeutung der Pestizidanwendung für die Existenz von Tierarten in der Agrarlandschaft.- In: BLAB, J. & E. NOWAK (Hrsg.): Zehn Jahre Rote Liste gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland; Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 29: 151-168.

BASEDOW, T.; C. BRAUN; A. LÜHR; J. NAUMANN; T. NORGALL & G.Y. YANES (1991):

Abundanz, Biomasse und Artenzahl epigäischer Raubarthropoden auf unterschiedlich bewirtschafteten Weizen- und Rübenfeldern: Unterschiede und ihre Ursachen. Ergebnisse eines dreistufigen Vergleichs in Hessen, 1985 - 1988.- Zool. Jb. Syst. 118: 87-116.

BONN, A. (1998):

Flugaktivität und Flügeldimorphismus von Laufkäfern in Flußauen.- Angewandte Carabidologie, Supplement I (i. Druck).

BRANDMAYR, P. (1983):

The main axis of the coenocline continuum from macroptery to brachyptery in carabid communities of the temperate zone.- In: BRANDMAYR, P.; P.J. DEN BOER & F. WEBER (eds.): Report of the fourth meeting of European Carabidologists: The synthesis of field study and laboratory experiment; Wageningen (Drukcopudoc): 147-170.

DARLINGTON, P.J. (1943):

Carabidae of mountains and islands: data on the evolution of isolated faunas, and on atrophy of wings.- Ecol. Monographs, 13: 37-61.

DEN BOER, P.J. (1982):

On the stability of animal populations, or how to survive in a heterogeneous and changeable world? - In: MOSSAKOWSKI, D. & G. ROTH (eds.): Environmental adaptation and evolution; G. Fischer, Stuttgart: 211-232.

——— (1990):

Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal.- J. evol. Biol. 3: 19-48.

DEN BOER, P.J. & T.S. VAN DIJK (1994):

Carabid beetles in a changing environment.- Wageningen Agricultural University Papers 94 (6): 1-30.

DEN BOER, P.J.; T.H.P. VAN HUIZEN; W. DEN BOER-DAANJE; B. AUKEMA & C.F.M. DEN BIEMAN (1980):

Wing polymorphism and dimorphism in ground beetles as stages in an evolutionary process (Coleoptera: Carabidae).- Entom. Gen. 6 (2/4): 107-134.

DE VRIES, H. (1994):

Size of habitat and presence of ground beetle species.- In: DESENDER, K.; M. DUFRENE; M. LOREAU; M.L. LUFF & J.P. MAELFAIT (Hrsg.): Carabid beetles - ecology and evolution; Series entomologica 51; Kluwer, Dordrecht: 253-259.

ERVYNCK, A.; K. DESENDER; M. PIETERS & J. BUNGENEERS (1994):

Carabid beetles as palaeo-ecological indicators in archaeology.- In: DESENDER, K.; M. DUFRENE; M. LOREAU; M.L. LUFF & J.P. MAELFAIT (Hrsg.): Carabid beetles - ecology and evolution; Series entomologica 51, Kluwer, Dordrecht: 261-266.

FREITAG, R.; L. HASTINGS; W.R. MERCER & A. SMITH (1973):

Ground beetle populations near a kraft mill.- Can. Entomologist 105: 299-310.

GRIES, B.; D. MOSSAKOWSKI & F. WEBER (1973):

Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae; Genera *Cychrus*, *Carabus* und *Calosoma*.- Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 35 (4): 1- 80.

GRUTTKE, H. (1989):

Ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an der Carabidenfauna eines Ruderalökosystems.- Schr.R. Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung 66: 235 S.

GÜRLICH, S. (1998):

Die Laufkäferfauna der Tideelbe.- Angewandte Carabidologie, Supplement I (i. Druck).

- HANDKE, K. (1997):
Einsatz von Laufkäferuntersuchungen bei der Erfolgskontrolle in der Bremer Flußmarsch.- Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent., 11: 57-62.
- HERING, D. (1995):
Nahrungsökologische Beziehungen zwischen limnischen und terrestrischen Zoozönosen im Uferbereich nordalpiner Fließgewässer.- Diss. FB Biologie Univ. Marburg: 207 S.
- HEYWOOD, V.H & R.T. WATSON (eds., 1995):
Global biodiversity assesment. Published for the United Nations Environment Program.- Cambridge University Press.
- HOLDHAUS, K. (1954):
Die Spuren der Eiszeit in der Tierwelt Europas.- Universitätsverlag, Innsbruck.
- KAULE, G. (1991):
Arten- und Biotopschutz.- 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- KEGEL, B. (1989):
Laboratory experiments on the side effects of selected herbicides and insecticides on the larvae of three sympatric *Poecilus*-species (Col., Carabidae).- J. Appl. Ent. 108: 144-155.
- KLAUSNITZER, B. & K. RICHTER (1980):
Qualitative und quantitative Aspekte der Carabidenfauna der Stadt Leipzig.- Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig, Math.- Naturwiss. R. 29 (6): 567-573.
- KLENNER, M.F. (1994):
The carabid fauna of diflubenzuron-sprayed and unsprayed plots in Westphalian oak forests - a post-treatment comparison.- In: DESENDER, K; M. DUFRENE; M. LOREAU; M.L. LUFF & J.P. MAELFAIT (eds.): Carabid beetles - ecology and evolution; Series entomologica 51; Kluwer, Dordrecht: 445-449
- LINDROTH, K. (1949):
Die Fennoskandischen Carabidae. III. Allgemeiner Teil.- Göteborgs Kungl. Vet. Vitterh. Samh. Handl., Ser. B, 4: 1-902.
- LORENZ, W. (i. Vorber.):
Systema Carabidarum.- Tutzing.
- MAURER, R. (1974):
Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflußbereich von Verkehrsimmissionen.- Oecologia 14: 327-351.
- MOLENDI, R. (1996):
Zoogeographische Bedeutung Kaltluft erzeugender Blockhalden im außeralpinen Mitteleuropa: Untersuchungen an Arthropoda, insbesondere Coleoptera.- Verh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 35: 5-93.
- MOSSAKOWSKI, D. (1970):
Das Hochmoorökoareal von *Agonum ericeti* (Panz.) (Coleoptera, Carabidae) und die Frage der Hochmoorbindung.- Faun. Ökol. Mitt. 3: 378-392.
- (1971):
Zur Variabilität isolierter Populationen von *Carabus arcensis* Hbst. (Coleoptera).- Z. zool. Syst. u. Evolut.-forsch. 9: 81-106.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989):
Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren.- Pedobiologia 33: 145-153.
- (1991):
Die regionale Spezifik von Arten-Areal-Kurven und ihre Bedeutung für Bewertungskonzepte im Arten- und Biotopschutz.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland; Berichte aus der ökologischen Forschung 4; Jülich: 101-105.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995):
Klimatisch bedingter Faunenwechsel am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae).- Angewandte Landschaftsökologie 4: 135-154.
- NETTMANN, H.-K. (1991):
Zur Notwendigkeit regionalisierter Untersuchungen für den zoologischen Arten- und Biotopschutz.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland; Berichte aus der ökologischen Forschung 4; Jülich: 106-113.
- NIEHUES, F.-J.; P. HOCKMANN & F. WEBER (1996):
Genetics and dynamics of a *Carabus auronitens* metapopulation in the Westphalian Lowlands (Coleoptera, Carabidae).- Ann. Zool. Fennici 33: 85-96.
- PAJE, F. & D. MOSSAKOWSKI (1984):
pH-Preferences and habitat selection in carabid beetles.- Oecologia 64: 41-46.
- PEARSON, D.L. & F. CASSOLA (1992):
World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies.- Conservation Biology 6 (3): 376-391.
- RECK, H. & G. KAULE (1993):
Straßen und Lebensräume. Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume.- Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 654; Bonn-Bad Godesberg: 230 S.
- RIECKEN, U. (1992):
Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung.- Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 36; Bonn-Bad Godesberg: 187 S.
- (1997):
Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung - Anwendungen und Perspektiven.- Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11: 45-56.
- SCHÄFER, M. (1992):
Wörterbücher der Biologie: Ökologie.- 3. Aufl., G. Fischer, Jena.
- SCHUBERT, R. (Hrsg. 1991):
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.- 2., überarb. Aufl., G. Fischer, Jena.
- SOWIG, P. (1986):
Experimente zur Substratpräferenz und zur Frage der

Konkurrenzverminderung uferbewohnender Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae).- Zool. Jb. Syst. 113: 55-77.

STEINBORN, H.-A. & B. HEYDEMANN (1990): Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Agrarflächen am Beispiel der Carabidae (Laufkäfer).- Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 165-174.

TERLUTTER, W. (1989): Entstehung eines Allelgradienten bei *Carabus auronitens* F. (Coleoptera, Carabidae) durch Fragmentierung von Landschaftselementen.- Verh. Ges. Ökol. 18 (Essen 1988): 747-754.

——— (1991): Morphometrische und elektrophoretische Untersuchungen an westfälischen und südfranzösischen *Carabus auronitens*-Populationen (Col., Carabidae): Zum Problem der Eiszeitüberdauerung und der nacheiszeitlichen Arealausweitung.- Abhandl. Westf. Mus. Naturkde. 53 (3): 1-111.

TERLUTTER, H. & T. AßMANN (1998): Die längszonale Gliederung der Laufkäferfauna an der Ems.- Angewandte Carabidologie, Supplement I (i. Druck).

TIETZE, F. (1985): Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen (Coleoptera - Carabidae) bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren.- Zool. Jb. Syst. 112: 367-382.

THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour.- Zoophysiology and Ecology 10; Springer Berlin, Heidelberg, New York: 369 S.

THIELE, H.-U. & H.E. WEISS (1976): Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas.- Schr.R. Vegetationskde. 10: 359-374.

TRAUTNER, J. (1993): Laufkäfer als Indikatoren/Deskriptoren in der Planung und Probleme der Ausgleichbarkeit von Eingriffen am Beispiel dieser Artengruppe.- In: DER BUNDESMINISTER FÜR VERKEHR (Hrsg.): Die Beurteilung von Landschaften für die Belange des Arten- und Biotopschutzes als Grundlage für die Bewertung von Eingriffen durch den Bau von Straßen. Tagungsband zum Symposium vom 6.-8. Februar 1990 in Bonn-Bad Godesberg; Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 636, Bonn-Bad Godesberg: 207-233.

——— (1996a): Kriterien zur Bewertung von Laufkäfer-Vorkommen

Aktueller Arbeitsstand eines Vorschlages für einen bundesweiten Standard.- VUBD-Rundbrief, 17/96: 12-16.

——— (1996b): 21 Sandlaufkäfer und Laufkäfer.- In: RECK, H.; R. WALTER; E. OSINSKI; T. HEINL & G. KAULE: Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). Teil C; Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds; Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart: C367-C403.

TRAUTNER, J. & M. BRÄUNICKE (1997): Laufkäferzönosen an der umgestalteten Oster im Saarland. Teilergebnisse des wissenschaftlichen Begleitprogramms eines E+E-Vorhabens.- Natur und Landschaft, 72 (9): 390-395.

TRAUTNER, J. & G. MÜLLER-MOTZFELD (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer. Eine Übersicht für die Bundesländer Deutschlands.- Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (3): 96-105, I-XII (Beilage).

TRAUTNER, J.; G. MÜLLER-MOTZFELD & M. BRÄUNICKE (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Col., Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996 (unter Mitarb. von Erik Arndt u.a.).- Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (9): 261-273.

WALTER, R.; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLER; E. OSINSKI & T. HEINL (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg.- Natur und Landschaft 73 (1): 9-25.

WEBER, F. (1966): Zur Verbreitung von *Carabus irregularis* Fabr. im Teutoburger Wald und Eggegebirge (Westfalen).- Ent. Bl. 62 (1): 1-5.

Anschriften der Verfasser:

Jürgen Trautner
Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung
Johann-Strauß-Str. 22
D-70794 Filderstadt

Dr. Thorsten Aßmann
Fachbereich Biologie/Chemie, Fachgebiet Ökologie
Universität Osnabrück
Barbarastraße 11
D-49069 Osnabrück

Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des "Obermainischen Hügellandes"

Michael-Andreas FRITZE & Herbert REBHAN

Einleitung

Bei der Bioindikation werden Pflanzen- und Tierarten unter Berücksichtigung ihrer Umweltansprüche herangezogen, um den Zustand und die Entwicklung von Landschaften, Ökosystemen und deren Teile naturschutzfachlich zu bewerten und Schutz- oder Pflegemaßnahmen zu erarbeiten (PIRKL & RIEDEL 1993; PLACHTER 1991a). Nach SCHUBERT (1991) ist die Bioindikation methodisch besonders gut geeignet, um

Pflegeeingriffe in Form gezielter Nutzung in ihrer Auswirkung auf die natürliche Entwicklung des Lebensraums und dessen Pflanzen und Tiere zu verfolgen oder

Nebeneinwirkungen der Umgebungsnutzung in ihren biologischen Auswirkungen rechtzeitig zu indizieren.

Die Eignung einer Art als Bioindikator ist vom Wissen über ihre ökologischen Ansprüche und ihre Reaktionen auf Veränderungen der Umweltparameter abhängig. Diese Voraussetzungen werden von Laufkäfern sehr gut erfüllt. Die lange zurückreichende Tradition carabidologisch-faunistischer Arbeit, die umfangreichen Literaturdaten über ihre Biologie und Ökologie und der teilweise sehr gute regionale Bearbeitungsstand (z.B. über 230 Untersuchungsgebiete in Oberfranken) sind wichtige Gründe für die häufige Berücksichtigung der Laufkäfer bei Eingriffsgutachten, Erfolgskontrollen, Biotopmonitoring oder Umweltverträglichkeitsuntersuchungen. Dabei eignen sich nicht nur Arten der Roten Listen, sondern vor allem auch die für die jeweilige Region und den betreffenden Lebensraum besonders charakteristischen Arten (PIRKL & RIEDEL 1993) für eine Klassifikations-, Zustands- und Ziel- oder Bewertungsindikation. Bei diesen Untersuchungen ist jedoch zu beachten, daß die Habitatwahl bei Tierarten regionale Unterschiede aufweisen kann. Von verschiedenen Autoren wurde daher gefordert, die Anwendung der Bioindikation geographisch zu beschränken (BLAB 1988; BRÖRING & WIEGLEB 1990; PLACHTER 1989, 1991b; RECK 1990; SPANG 1992). Das vorgestellte Spektrum von Indikatorarten wurde für den nordbayerischen Naturraum "Obermainisches Hügelland" erarbeitet. Eine Übertragung auf andere Naturräume kann daher nur unter Vorbehalten erfolgen.

Kalkmagerrasen zählen in Deutschland zu den stark gefährdeten Biotoptypen. Zu dieser Gefährdungssituation haben neben großen Flächenverlusten (z.B. durch Aufforstungen) auch die starke Veränderung der spezifischen "Biotopqualität" der Kalkmagerrasen (z.B. durch Nutzungsaufgabe) beigetragen. Kalkmagerrasen sind schwer regenerierbare Biotope. Für die Wiederbesiedlung mit spezifischen Pflanzen- und Tierarten ist je nach Umgebung (Biotopvernetzung, Biotopkontinuität) ein Zeitraum von 15 bis 150 Jahren zu veranschlagen. Für hoch spezialisierte oder ausbreitungsschwache Arten fallen allerdings teilweise deutlich längere Zeiten bis zu einer erfolgreichen Wiederbesiedlung an (RIECKEN ET AL. 1994).

Der Naturraum "Obermainisches Hügelland" erstreckt sich im Nordosten Bayerns von Weidenberg (östlich von Bayreuth) bis Neustadt bei Coburg. In diesem Naturraum liegen eine Reihe von Kalkmagerrasen in unterschiedlicher Ausprägung. Die Qualität dieser Biotope reicht dabei von verbuschten, kleinflächigen, stark beeinträchtigten Biotopen bis hin zu großflächigen, für eine spezialisierte Flora und Fauna sehr wertvollen Magerrasen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist, für den Naturraum "Obermainisches Hügelland" das Artenspektrum der Kalkmagerrasen festzustellen und eine Liste von Indikatoren zu erarbeiten. Mit Hilfe dieser Indikatoren können regional der Zustand der Kalkmagerrasen aus Sicht der Laufkäfer beschrieben, Empfehlungen zur Pflege und Entwicklung dieser Lebensräume abgeleitet und die Effizienz von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen überwacht werden.

1. Untersuchungsgebiet

Bei der vorliegenden Bearbeitung wurden die Ergebnisse von 40 Flächen in 13 Untersuchungsgebieten berücksichtigt. Alle Untersuchungsflächen liegen auf einem Muschelkalkkrücken im Naturraum "Obermainisches Hügelland". Eine Übersicht über die untersuchten Flächen ist Tabelle 1 und Abbildung 1 zu entnehmen.

Weiterhin wurden die Daten einer Hecke auf Kalk bei Lanzendorf (HENATSCH 1990) sowie verschiedener Gehölz- und Waldbiotope in der Umgebung der untersuchten Magerrasen als Zusatzinformation für die Reaktion der Arten mit in die Bearbeitung einbezogen.

Tabelle 1

Untersuchte Kalkmagerrasen im Naturraum "Obermainisches Hügelland".

Lokalität/BearbeiterIn, Untersuchungsjahr	Kreisfreie Stadt / Landkreis	Erscheinungsbild des Magerrasens
Rennesberg / FÖRSTER 1987 & HUSSENER 1992	Kronach	offen
Wötzelsdorf / FÖRSTER 1987	Kronach	offen, randlich Wald
Fischbach / FÖRSTER 1988	Kronach	offen, Krüppelschlehen
Höfles / FÖRSTER 1988	Kronach	offen, Krüppelschlehen verbuscht
Kreuzberg / FÖRSTER 1988 & HUSSENER 1992	Kronach	verfilzte Krautschicht, verbuscht
Rodersberg, Oschenberg, Seublitz/ GRÜNWARD 1988	Bayreuth	mittlere Ausdehnung, isoliert
Schmölz / FÖRSTER 1988	Kronach	offen, Krüppelschlehen, Wald
Bindlach/ REBHAN 1992	Bayreuth	offen
Fechheimer Berg / HUSSENER 1992	Coburg	offen, von Hecken umgeben
Ködnitz / FRITZE 1990 - 1993 & 1996 - 1997	Kulmbach	großflächig, lichte krautige Vegetation

Tabelle 2

Erscheinungsbild der Kalkmagerrasen im Naturraum "Obermainisches Hügelland"

Abkürzung	Erscheinungsbild
O	Offene, nicht verbuschte und magere Bereiche
B	Verbuschte Bereiche
V	Verfilzte, brachliegende Bereiche
A	Vegetationarme bis -lose Bereiche
I	leicht verbuscht
k	kleinflächig

2. Methode

Die Erfassung der Carabiden erfolgte in verschiedenen Untersuchungsjahren von 1987 bis 1997 mit Bodenfallen sowie durch Handfang. Neben der Stetigkeit der Laufkäfer wurde zum Teil auch deren Aktivität in den einzelnen Untersuchungsflächen berücksichtigt. Da methodisch bedingt (unterschiedliche Fangflüssigkeit, Fangdauer und Fallenzahl) ein direkter Vergleich der Aktivitätsdichten nicht zulässig ist, wurde die Aktivität grob in drei Klassen eingeteilt. Es wurde zwischen Arten mit geringer (**g**), mittlerer (**m**) und hoher Aktivität (**h**) unterschieden.

Die untersuchten Kalkmagerrasen wurden anhand ihres Erscheinungsbildes in verschiedene Subtypen unterteilt (Tabelle 2).

Für die Zusammenstellung der Laufkäferzönose "durchschnittlicher" Kalkmagerrasen des Naturraumes "Obermainisches Hügelland" wurde maßgeblich die Stetigkeit der Artnachweise im Bezugsraum herangezogen. Arten, die in 13 und mehr Flächen (Stetigkeit über 30%) nachzuweisen waren, wurden dieser Gruppe zugeordnet. Als "gelegentlich auftretende charakteristische Laufkäfer der Kalkmagerrasen" wurden einige Arten mit geringer Stetigkeit und Aktivität im Obermainischen Hügelland be-

nannt. Einzelnachweise und Arten ohne Hauptvorkommen in den Kalkmagerrasen des Bezugsraumes wurden in dieser Kategorie nicht berücksichtigt. Bei den Arten "hochwertiger" Kalkmagerrasen blieb die Stetigkeit unberücksichtigt. Schwerpunktmäßig wurden hier anspruchsvolle Laufkäfer aufgeführt, die im Untersuchungsgebiet ein Hauptvorkommen in diesem Biotoyp haben.

Zur Einschätzung der Indikatorfunktion der Laufkäfer wurde die Stetigkeit der Artnachweise und die Aktivität der Arten mit der Ausprägung und dem Erscheinungsbild der Halbtrockenrasen in Verbindung gebracht. Mikroklima, Verfilzungsgrad, Ausdehnung und Vernetzung mit weiteren Magerrasen sowie die Biotopkontinuität wurden besonders berücksichtigt, um die Reaktionsnorm der Laufkäfer im Bezugsraum abschätzen zu können. Zusatzinformationen über die Besiedlung weiterer Biotoypen (z.B. Hecken, Waldhabitate), dynamische Daten der nachgewiesenen Laufkäfer (Flugfähigkeit, Ausbreitungsgeschwindigkeit) und Literaturdaten (z.B. DUNGER ET AL. 1980; LINDROTH 1945; MARGGI 1992) ergänzen die Bewertung.

3. Artenspektrum

In den Kalkmagerrasen des Naturraumes "Obermainisches Hügelland" wurden im Untersuchungszei-

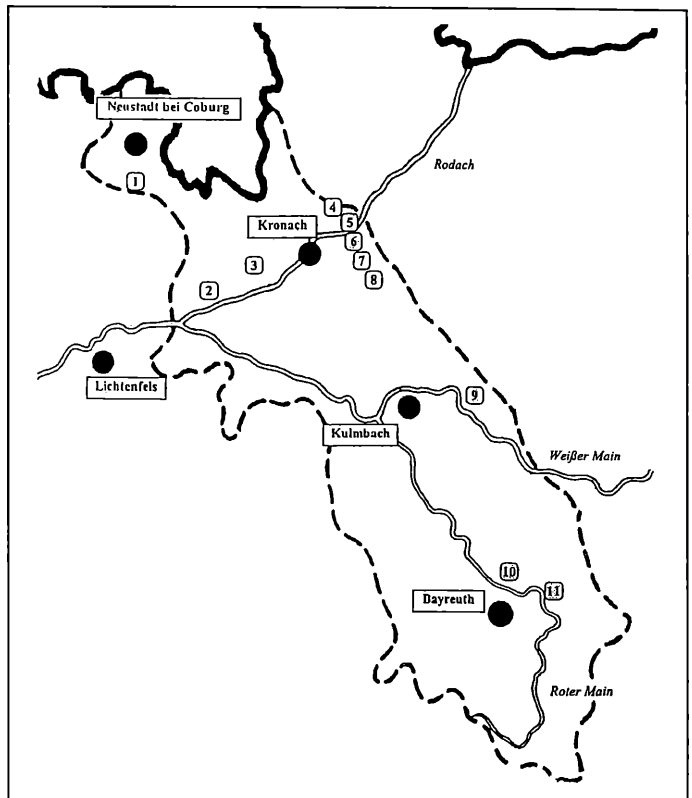


Abbildung 1

Lage der Untersuchungsflächen im Naturraum "Obermainisches Hügelland".

Untersuchungsgebiete:

1 = Fechheimer Berg; 2 = Marktgraitz; 3 = Schmölz; 4 = Rennesberg; 5 = Höfles; 6 = Kreuzberg; 7 = Fischbach; 8 = Wötzelsdorf; 9 = Ködnitzer Weinleite; 10 = Bindlacher Berg; 11 = Rodersberg; Oschenberg, Seublitz;

traum 85 Arten nachgewiesen, die Tabelle 3 wiedergibt. Einen Überblick über die charakteristische Fauna dieses Biotoptyps gibt die Abbildung 2.

Die charakteristische Laufkäferfauna der "durchschnittlichen" Kalkmagerrasen des Obermainischen Hügellandes setzt sich aus mehr oder weniger xerothermophilen Arten zusammen. Einzig *Carabus cancellatus* hat ein weiteres ökologisches Spektrum und kommt auch in mesophilem Grünland vor. Seine hohe Stetigkeit - *C. cancellatus* wurde in 55% der Untersuchungsflächen nachgewiesen - und die teilweise hohen Aktivitäten rechtfertigen aber die Zugehörigkeit der Art zu dieser Gruppe von Carabiden.

Bei einer Veränderung des Erscheinungsbildes der Kalkmagerrasen treten Unterschiede in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften auf. Verbuschung, Waldnähe, geringe Ausdehnung oder eine verfilzte Krautschicht wirken sich, je nach Grad der Beeinträchtigung, mehr oder weniger stark auf die charakteristische Laufkäfergemeinschaft aus. Stark verbuschte Kalkmagerrasen werden z.B. durch eine hohe Aktivität von *Abax parallelepipedus* gekennzeichnet, gleichzeitig fehlen meist typische Arten wie *Harpalus dimidiatus* oder *Ophonus puncticollis*. Die Fauna hochwertiger Kalkmagerrasen wird durch einige anspruchsvolle, durchgehend xerothermo-

phile Arten ergänzt (z.B. *Brachinus exultans*, *Callistus lunatus*). Vegetationsarme Böschungen erhöhen aufgrund des zusätzlichen Lebensraumangebotes die Artenvielfalt charakteristischer Laufkäfer.

Weitere Laufkäferarten, die im Bezugsraum ein Hauptvorkommen in Kalkmagerrasen haben (z.B. *Pterostichus melas*), treten in geringer Stetigkeit auf. Daneben ergänzen anspruchslose Arten der offenen aber auch der gehölzbestandenen Kulturlandschaft die Artengemeinschaften.

Gefährdete Arten

In den Kalkmagerrasen des Obermainischen Hügellandes wurden bislang 21 Arten nachgewiesen, die in einer Gefährdungskategorie der deutschen oder der bayerischen Roten Liste aufgeführt werden (LORENZ 1992; TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD 1995; TRAUTNER ET AL. 1997). Eine Übersicht der Arten und die ihnen zugeordneten Gefährdungskategorien gibt die Tabelle 4.

Die meisten der gefährdeten Laufkäfer der Kalkmagerrasen im Obermainischen Hügelland (86%) gehören zu den xerothermophilen Arten mit Schwerpunkt vorkommen in offenen Habitaten. Der größte Anteil gefährdeter Arten findet sich bei den "hochwertigen Kalkmagerrasen" des Obermainischen Hü-

Tabelle 3

Laufkäfer in Kalkmagerrasen des Naturraums "Obermainisches Hügelland" Zur Bedeutung der Abkürzungen siehe Tabelle 2 und S. 184.

Artenliste	Stetigkeit der Artnachweise	Lebensraumtyp
<i>Abax parallelepipedus</i>	21	g-O, g-kO, m-V, hB
<i>Abax parallelus</i>	7	g-B
<i>Acupalpus meridianus</i>	1	g-O
<i>Agonum muelleri</i>	9	g-O, g-IB
<i>Amara aenea</i>	3	g-O
<i>Amara aulica</i>	7	g-O, g-IB
<i>Amara communis</i>	1	g-O
<i>Amara consularis</i>	2	g-O
<i>Amara convexior</i>	14	m-O, g-IB/B
<i>Amara curta</i>	1	g-B
<i>Amara equestris</i>	19	g/m-O, g-V
<i>Amara familiaris</i>	7	g-O
<i>Amara lunicollis</i>	1	g-B
<i>Amara montivaga</i>	7	g-O, g-B
<i>Amara nitida</i>	2	g-O
<i>Amara ovata</i>	3	g-O
<i>Amara plebeja</i>	1	g-IB
<i>Amara similata</i>	3	g-O
<i>Anchomenus dorsalis</i>	14	m-O, h-A, g-B
<i>Badister bullatus</i>	8	g-O, g-IB
<i>Badister lacertosus</i>	1	g-B
<i>Badister sodalis</i>	3	g-O
<i>Bembidion lampros</i>	12	g-O, m-A, g-IB
<i>Bembidion obtusum</i>	2	g-O
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	3	g-O, g-IB
<i>Brachinus crepitans</i>	14	m/h-O, m/h-IB
<i>Brachinus explodens</i>	5	g-O
<i>Calthus fuscipes</i>	15	g/m-O, m-A
<i>Calathus melanocephalus</i>	1	g-O
<i>Callistus lunatus</i>	3	g-O, g-IB
<i>Carabus cancellatus</i>	22	h-O, h-V, h-A, m-IB
<i>Carabus convexus</i>	14	g-O, g-IB, g-B
<i>Carabus coriaceus</i>	11	g/m-O, g-kO, m-B
<i>Carabus granulatus</i>	5	g-O
<i>Carabus hortensis</i>	1	g-IB
<i>Carabus nemoralis</i>	5	g-IB
<i>Carabus problematicus</i>	9	g-O, g-IB
<i>Carabus ulrichii</i>	2	g-V
<i>Cicindela campestris</i>	3	h-A
<i>Cychnus caraboides</i>	1	g-V
<i>Cymindis humeralis</i>	5	g-O, g-kO, g-A, g-B
<i>Epaphius secalis</i>	1	g-B
<i>Harpalus affinis</i>	6	g-O, m-A
<i>Harpalus atratus</i>	6	g-kO, g-B
<i>Harpalus dimidiatus</i>	10	m-O
<i>Harpalus distinguendus</i>	1	g-O
<i>Harpalus laevipes</i>	1	g-IB
<i>Harpalus latus</i>	3	g-V, g-B
<i>Harpalus rubripes</i>	17	m-O, g-V, g-IB
<i>Harpalus signaticornis</i>	2	g-O
<i>Harpalus tardus</i>	1	g-O
<i>Lebia chlorocephala</i>	1	g-O
<i>Leistus ferrugineus</i>	4	g-O
<i>Loricera pilicornis</i>	1	g-B
<i>Microlestes maurus</i>	13	m-O
<i>Microlestes minutulus</i>	9	m-O
<i>Molops elatus</i>	15	g-O, g-V, g-kO, m-B

gellandes. Allein aus dieser Gruppe gelten 38% der Charakterarten als gefährdet. Bedeutendste Nachweise sind dabei die Arten *Callistus lunatus*, *Cymindis humeralis* und *Harpalus dimidiatus*. Immerhin ein Viertel (24%) der gefährdeten Laufkäfer zählen zu den Besiedlern "durchschnittlicher" Kalkmagerrasen.

Indikatoren

Als Grundlage für das vorgestellte Indikatorsystem des Biotoptyps Kalkmagerrasen im Naturraum "Ober-

mainisches Hügelland" dient die Liste der natur-schutzfachlich bemerkenswerten Arten und Zeigerarten aus der Gruppe der Carabiden an der Ködnitzer Weinleite (FRITZE & REBHAN, i. Druck). Es werden qualitative (absolute) und quantitative (relative) Indikatoren unterschieden.

In Anlehnung an HEYDEMANN (1955) erlauben qualitative Indikatoren schon beim Nachweis einzelner oder weniger Individuen einer Art Rückschlüsse auf ökologische Faktoren oder auf den

Artenliste	Stetigkeit der Artnachweise	Lebensraumtyp
<i>Notiophilus aquaticus</i>	2	g-B
<i>Notiophilus biguttatus</i>	2	g-A
<i>Notiophilus germinyi</i>	4	g-O
<i>Notiophilus palustris</i>	5	g-O, g-B
<i>Ophonus ardosiacus</i>	1	g-O
<i>Ophonus azureus</i>	5	g-O
<i>Ophonus melleti</i>	1	g-O
<i>Ophonus nitidulus</i>	1	g-O
<i>Ophonus rupicola</i>	1	g-O
<i>Ophonus puncticeps</i>	3	g-O
<i>Ophonus puncticollis</i>	18	g/m-O, g-V
<i>Ophonus rufibarbis</i>	3	g-V, g-IB
<i>Ophonus stictus</i>	2	g-O
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	5	g-O, g-IB
<i>Philorhizus notatus</i>	1	g-A
<i>Poecilus cupreus</i>	17	g-O, m-A, g-IB
<i>Poecilus versicolor</i>	8	g-O
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	3	g-O
<i>Pterostichus macer</i>	4	g-O
<i>Pterostichus melanarius</i>	9	g-O
<i>Pterostichus melas</i>	4	m-V
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	3	g-V, g-kO
<i>Pterostichus ovoideus</i>	1	g-O
<i>Stomis pumicatus</i>	3	g-O
<i>Syntomus truncatellus</i>	1	g-O
<i>Synuchus vivalis</i>	9	g-O, g-IB
<i>Trechus quadristriatus</i>	1	g-IB
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	1	g-IB

naturschutzfachlichen Wert des Habitats. Quantitative Indikatoren werden nach aktuellem Kenntnisstand regional festgelegt. Dies sind Arten, die im Bezugsraum individuenreich vorkommen bzw. weit verbreitet sind oder im Zielbiotop stetig vorkommen. Anhand der Veränderungen ihrer Aktivität können beispielsweise die Effizienz von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen verfolgt werden.

Quantitative Indikatoren

- Der Große Breitläufer *Abax parallelepipedus*, der Lederlaufkäfer *Carabus coriaceus* und der Große Striemenläufer *Molops elatus* sind eurytope Waldarten, die aber auch in verbuschten, wald- oder gehölznahen Magerrasen hohe Aktivitäten erreichen können. Alle drei Arten reagieren empfindlich auf eine Freistellung verbuschter Halbtrockenrasen. Ihre Aktivität geht bei dieser Form der Pflege bereits in den ersten beiden Jahren stark zurück.
- Der Bunte Enghalsläufer *Anchomenus dorsalis* und der Feld-Laufkäfer *Carabus cancellatus* zählen zu den ersten Besiedlern freigestellter Bereiche. Diese euryöken Laufkäfer der offenen Kulturlandschaft wandern schnell aus umliegenden Habitaten ein und können bereits im ersten Jahr nach Beginn der Pflegemaßnahmen hohe Aktivitäten erreichen.
- Der Große Bombardierkäfer *Brachinus crepitans*, der Blauhals-Schnellläufer *Harpalus dimidiatus* und der Grobpunktierte Haarschnellläufer *Ophonus puncticollis* gehören zu den Arten, die erst in fortgeschrittenem Pflegestadium (keine oder nur geringe Beschattung, nicht ver-

filzte und lückige Vegetationsschicht) einwandern bzw. erhöhte Aktivität zeigen.

Qualitative Indikatoren

Die nachfolgend aufgeführten Arten gehören, bis auf *Ophonus rufibarbis*, zu den thermophilen Charakterarten der Kalkmagerrasen des Obermainischen Hügellandes. Sie sind nur in überdurchschnittlich warmen Biotopen zu erwarten. Ihre Biotopansprüche sind wie folgt zu beschreiben:

Der Kleine Bombardierkäfer *Brachinus explosens* ist im Bezugsraum hinsichtlich der Temperatur weitaus anspruchsvoller als *Brachinus crepitans*. In geeigneten Habitaten sind von dieser Art höhere Aktivitätsdichten zu erwarten. Sie würde sich damit durchaus auch als quantitativer Indikator eignen.

Charakteristische Habitate des Mondfleckläufers *Callistus lunatus* sind beweidete Halbtrockenrasen sowie extensiv genutzte Weingärten. Wichtige Grundlagen für das Vorkommen dieser ausgesprochen thermophilen Art sind großflächige Kalkmagerrasen mit einem Biotopmosaik aus Bereichen mit kurzer, lückiger Vegetation und stark besonnten unbewachsenen Flächen (AßMANN & STARKE 1990; MARGGI 1992; STMLU & ANL 1994).

Der Schulterfleckige Nachtläufer *Cymindis humeralis* gilt als thermophile Art, die auf offenem, trockenem Gelände mit kurzer Vegetation vorkommt (LINDROTH 1986). Nach FREUDE ET AL. (1976) ist sie auch auf Heiden, an sonnigen Waldrändern und auf Trockenrasen anzutreffen. BAEHR (1987) und GRÜNWARD (1988) nennen *C. humeralis* eine Charakterart der Kalktrockenrasen.

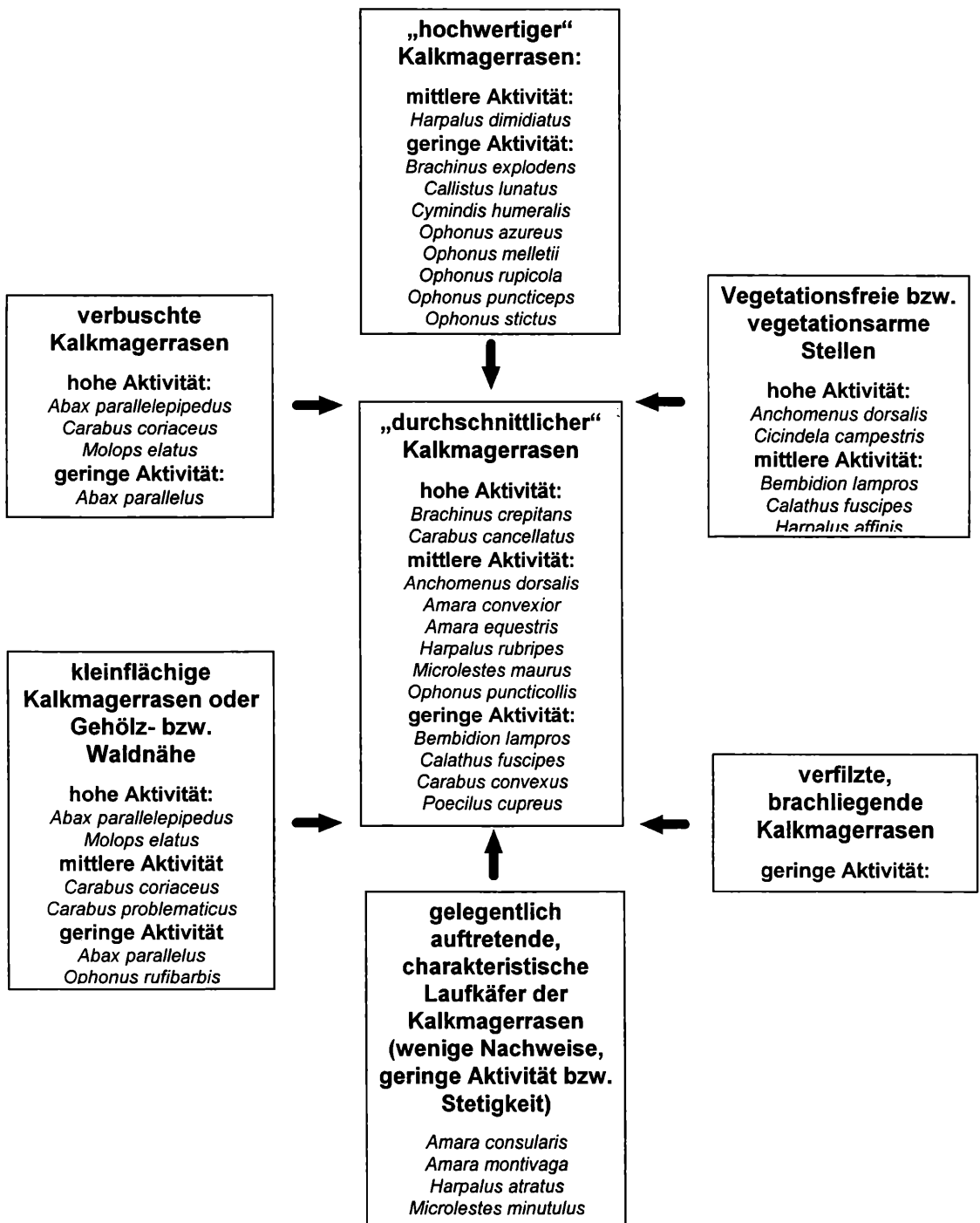


Abbildung 2

Die Laufkäferfauna der Kalkmagerrasen im Naturraum "Obermainisches Hügelland".

Über die Bedeutung des Blauhals-Schnelläufers *Harpalus dimidiatus* als quantitativer Indikator wurde bereits im vorigen Kapitel berichtet. Bei Einzelnachweisen der Art kann *H. dimidiatus* aber auch als qualitativer Indikator für wärmebegünstigte Standorte Verwendung finden. FRÜND (1982), HORION (1941) und FREUDE ET AL. (1976) halten die Art für ausgesprochen xero- und thermophil. Sie ist bei uns nur in Wärme-(Kalk-)gebieten häufiger anzutreffen.

Der Leuchtende Haarschnelläufer *Ophonus azureus* ist ein wärmeliebender Laufkäfer, der in trockenen,

offenen Habitaten mit kurzer, spärlich entwickelter Vegetation (z.B. trockene Wiesen und Grasland) vorkommt (LINDROTH 1986).

Mellets Haarschnelläufer *Ophonus melletii* lebt in Oberfranken auf ausgesprochen trockenen Böden und bevorzugt allgemein Habitate mit lichter Vegetation (MARGGI 1992).

Der Zweifarbig Haarschnelläufer *Ophonus rupicola* bevorzugt trockenes und warmes, offenes Gelände auf kalkigen, lehmigen oder steinigen Böden mit spärlich entwickelter aber oft hoher Vegetation (BARNER 1954, LINDROTH 1986).

Tabelle 4

Gefährdete Laufkäfer der Kalkmagerrasen im Naturraum "Obermainisches Hügelland"

Es bedeuten: 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4R = potentiell gefährdet, V = Vorwarnliste, D oder I = Datenlage unklar.

Art	Deutscher Name	Deutsche Rote Liste	Bayerische Rote Liste
<i>Amara equestris</i>	Plumper Kamelläufer	-	4R
<i>Amara montivaga</i>	Kahnförmiger Kamelläufer	V	-
<i>Amara nitida</i>	Glänzender Kamelläufer	3	-
<i>Brachinus crepitans</i>	Großer Bombadierkäfer	V	-
<i>Brachinus exsplosus</i>	Kleiner Bombadierkäfer	-	4R
<i>Callistinus lunatus</i>	Mondfleckläufer	2	2
<i>Carabus cancellatus</i>	Feld-Laufkäfer	V	-
<i>Carabus convexus</i>	Kurzgewölbter Laufkäfer	3	4R
<i>Carabus ulrichii</i>	Höckerstreifen-Laufkäfer	3	4R
<i>Cymindis humeralis</i>	Schulterfleckiger Nachtläufer	3	3
<i>Harpalus dimidiatus</i>	Blauhals-Schnellläufer	V	3
<i>Lebia chlorocephala</i>	Grüner Prunkläufer	V	-
<i>Notiophilus aquaticus</i>	Dunkler Laubkäfer	V	-
<i>Notiophilus germinyi</i>	Heide-Laubläufer	3	I
<i>Ophonus ardosiacus</i>	Blauer Haarschnellläufer	-	I
<i>Ophonus meletii</i>	Mellets Haarschnellläufer	3	I
<i>Ophonus rupicola</i>	Zweifarbiger Haarschnellläufer	3	I
<i>Ophonus puncticollis</i>	Grobpunktierter Haarschnellläufer	V	-
<i>Ophonus stictus</i>	Schwarzbehaarter Haarschnellläufer	D	I
<i>Philorhizus notatus</i>	Gebänderter Rindenläufer	V	3
<i>Pterostichus macer</i>	Herzhals-Gräbläufer		3

Der Feinpunktierte Haarschnellläufer *Ophonus puncticeps* gilt als eurytope Art, die auf ausdauernden Ruderalflächen, trockenen Abbaustellen, Mager- und Trockenrasen lebt (BARNDT ET AL. 1991). Nach ersten Auswertungen der Datengrundlagen in Oberfranken ist sie thermophiler als *O. puncticollis* einzustufen. Ähnlich wie beim *Brachinus exsplosus* kann auch *O. puncticeps* in höheren Individuenzahlen im Bezugsraum erwartet werden und wäre dann auch als quantitativer Indikator einsetzbar.

Der Breithalsige Haarschnellläufer *Ophonus rufibarbis* ist eine der weniger xerothermophilen *Ophonus*-Arten. Die Art kommt in mehr oder weniger schattigen Biotopen auf etwas feuchterem Untergrund vor und ist daher auch im Kulturland recht weit verbreitet (BAEHR 1980; LINDROTH 1986). Bei einem Vorkommen in Kalkmagerrasen des Obermainischen Hügellandes deutet sie auf kleinflächige Habitate oder aber auf feuchteres Mikroklima, z.B. in Folge von Verfilzung der Krautschicht, hin. Der Schwarzbehaarte Haarschnellläufer *Ophonus stictus* wird von MARGGI (1992) in der Schweiz als extrem xerothermophile Art bezeichnet. Die Datengrundlage in Deutschland und Bayern reicht bislang weder für eine ökologische Charaktisierung noch für eine naturschutzfachliche Einstufung aus (TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD 1995; TRAUTNER ET AL. 1997). Mehrere neue Fundmeldungen aus Mittel- und Oberfranken deuten auf eine Ausbreitung der Art hin. Die bekannten Vorkommen dieser Art lassen durchaus auf die Bevorzugung stark wärmegetönter Habitate schließen (FRITZE, unpubl.).

4. Bewertungssystem für Kalkmagerrasen im Naturraum "Obermainisches Hügelland"

Die naturschutzfachliche Bewertung der Kalkmagerrasen im Naturraum "Obermainisches Hügelland" richtet sich nach den Bewertungsrahmen von REICH & WEID (1992), TRAUTNER (1996) sowie des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes (STMLU 1995). Zusätzlich werden Gefährdung, Seltenheit und Verbreitungsschwerpunkte der jeweiligen Laufkäfer berücksichtigt, um die Kalkmagerrasen des Naturraums "Obermainisches Hügelland" aus der Sicht der Laufkäferfauna zu beurteilen. Je nach ihrer Bedeutung können die Untersuchungsflächen bestimmten Gruppen zugeordnet werden.

Gesamtstaatliche bzw. internationale Bedeutung

Kriterien für eine Einstufung eines Kalkmagerrasens in diese Kategorie wären z.B. das Vorkommen einer zentraleuropäisch-endemischen Art, das Vorkommen mehrerer bundesweit sehr seltener Arten oder einer bundesweit vom Aussterben bedrohten Art. Laufkäfer, die diesen Kategorien entsprechen, (z.B. *Polystichus connexus*, FOURCROY 1785, *Ophonus diffinis*, DEJEAN 1829 oder *Harpalus caspius*, STEPHENS 1806) sind im bearbeiteten Naturraum nicht nachgewiesen und auch in den angrenzenden Gebieten selten oder nicht zu erwarten.

Auch das Lebensraumpotential wird aufgrund ungenügender Ausdehnung der Halbtrockenrasen, der Klimabedingungen und einer kaum vorhandenen Biotopkontinuität für eine solche Einstufung als

nicht ausreichend eingeschätzt. Kalkmagerrasen, denen aufgrund ihrer Laufkäferfauna eine gesamtstaatliche oder gar internationale Bedeutung zukäme, sind im Bezugsraum zum gegenwärtigem Zeitpunkt nicht zu erwarten.

Überregionale bis landesweite Bedeutung

Ein Kriterium dieser Wertstufe ist das Vorkommen einer artenreichen und typischen Laufkäferfauna mit zahlreichen landesweit gefährdeten und stark gefährdeten Arten. Erwartungshorizont im Bezugsraum "Obermainisches Hügelland" wären demnach die Laufkäferfauna eines "durchschnittlichen" Kalkmagerrasens, ergänzt durch das Vorkommen individuenstarker Populationen von *Harpalus dimidiatus* und weiterer gefährdeter bzw. stark gefährdeter Laufkäfer "hochwertiger" Magerrasen (z.B. *Callistinus lunatus*, *Cymindis humeralis*, *Ophonus mellei*, *Ophonus rufipicola*). Kalkmagerrasen dieser Wertstufe zeichnen sich durch ein gutes bis sehr gutes Entwicklungspotential aus. Im Bezugsraum sind nur die Magerrasenkomplexe der "Ködnitzer Weinleite" von überregionaler bis landesweiter Bedeutung.

Lokale bis Regionale Bedeutung

Als Kriterium für Kalkmagerrasen mit lokaler bis regionaler Bedeutung des Bezugsraums gilt eine "durchschnittliche" Zusammensetzung der Zönose. Diese Laufkäfergemeinschaft wird zusätzlich durch individuenstarke Populationen mehrerer Arten der Vorwarnlisten oder einer gefährdeten Art mit gutem Entwicklungspotential im Gebiet ergänzt (z.B. *Harpalus dimidiatus*). Indikatoren, die eine Beeinträchtigung anzeigen (z.B. *Abax parallelepipedus* - Verbuschung, *Ophonus rufibarbis* - kleine Fläche bzw. Verfilzung der Krautschicht) dürfen geringe bis mittlere Aktivitäten nicht überschreiten. Für den Lebensraum sollte ein entsprechendes Entwicklungspotential (Biotopverbund, ausreichende Fläche) vorhanden sein.

Verarmt, aber noch artenschutzrelevant

Die Laufkäferfauna verarmter Halbtrockenrasen ist "unterdurchschnittlich" zusammengesetzt. Es fehlen beispielsweise Arten wie *Brachinus crepitans* und *Ophonus puncticollis*. Indikatoren für Verbuschung und unzureichende Flächengröße kommen in hohen Aktivitäten vor. Voraussetzung für eine Einstufung der Kalkmagerrasen in diese Wertstufe ist ein noch vorhandenes Entwicklungspotential. Ein funktionaler Verbund mit Flächen höherer Wertstufen muß gewährleistet oder erreichbar sein, um eine Einwanderung charakteristischer Arten zu ermöglichen. Als weitere Voraussetzung für die Einstufung als "verarmt, aber noch artenschutzrelevant" muß die Möglichkeit bestehen, die Flächen nachhaltig zu pflegen.

Stark verarmt

Stark verarmte Kalkmagerrasen des "Obermainischen Hügellandes" zeigen eine unterdurchschnitt-

liche Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaft. Indikatoren für Verbrachung oder Verbuschung (z.B. *Abax parallelepipedus*, *Carabus problematicus*, *Molops elatus*) treten teilweise in hohen Aktivitätsdichten auf. Eine Verbesserung der Lebensraumsituation durch Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ist nicht zu erwarten. Aufgrund der fehlenden Anbindung an Kalkmagerrasen höherer Wertstufen ist mit der Einwanderung von Charakterarten der Halbtrockenrasen nur in geringem Umfang zu rechnen.

Belastet

In belasteten Kalkmagerrasen kommt nur eine sehr artenarme Laufkäferzönose vor: Charakterarten der Kalkmagerrasen sind nur in geringem Umfang vorhanden.

5. Diskussion:

Die Bedeutung der untersuchten Kalkmagerrasen für die Laufkäferfauna

Aufgrund der im vorherigen Kapitel aufgestellten Kriterien lassen sich die untersuchten Kalkmagerrasen nach ihrer Laufkäferfauna sechs verschiedenen Wertstufen zuordnen (vgl. Tabelle 5).

Der Magerrasenkomplex an der Ködnitzer Weinleite ist ein Musterbeispiel für erfolgreich durchgeführte Pflegemaßnahmen. Die Hangbereiche entwickelten sich aus der Sicht der Laufkäferfauna von "stark verarmt, aber noch artenschutzrelevant" im Jahr 1990 hin zu einem Gebiet mit "überregionaler bis landesweiter Bedeutung" im Jahr 1997. Dieser flächengrößte Kalkmagerrasenkomplex im Naturraum ist damit gleichzeitig der für Laufkäfer wertvollste Halbtrockenrasenstandort. Zusammen mit vier weiteren Untersuchungsgebieten (Fischbach, Marktgraiz, Rennesberg und Wötzelsdorf) sind somit 38% der untersuchten Gebiete für die Laufkäfer mindestens lokal bis regional bedeutsam. Bemerkenswert ist weiterhin der hohe Anteil an Gebieten mit einer verarmten, aber noch artenschutzrelevanten Laufkäferzönose. Dieses Ergebnis verspricht bei der Durchführung nachhaltiger Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ein bedeutendes Entwicklungspotential für die Carabiden der Kalkmagerrasen in der Region.

Die Frage nach Priorität und Intensität der Durchführung von Pflegemaßnahmen ist stark von der Ausgangslage abhängig. Der Einsatz der knappen finanziellen Ressourcen im Naturschutz sollte daher stark von der Werteinstufung und den Erfolgsaussichten abhängen. Wichtige Faktoren sind dabei das vorhandene Artenpotential, die Biotopkontinuität und die Möglichkeiten eines funktionalen Biotopverbundes. Besonders für anspruchsvolle, ausbreitungsschwache Arten ("Traditionszeiger") haben Biotopkontinuität und Biotopverbund einen hohen Stellenwert. Ausbreitungsbarrieren, wie Straßen, intensiv genutzte großflächige Äcker, bebautes Gelände oder Aufforstungen unterbinden die Ausbreitung bei diesen Arten schnell. Eine Einwande-

Tabelle 5

Naturschutzfachlicher Wert der Kalkmagerrasen im Obermainischen Hügelland.

Naturschutzfachliche Wertstufe	Untersuchungsgebiet	Begründung
Gesamtstaatliche bzw. internationale Bedeutung	nicht vorhanden	-
Überregional bis landesweite Bedeutung	Ködñitzer Weinleite	großflächiger Magerrasenverbund artenreiche Laufkäferzönose viele Charakterarten und gefährdete Arten in z. T. hoher Aktivitätsdichte sehr gutes Entwicklungspotential Naturschutzgebiet
Lokale bis regionale Bedeutung	Fischbach Marktgraitz Rennesberg Wötzelsdorf	großflächiger Magerrasen artenarme Laufkäferzönose viele Charakterarten „durchschnittlicher“ Magerrasen eine stark gefährdete Art „hochwertiger“ Magerrasen großflächiger Lebensraumkomplex mehrere z. T. gefährdete Laufkäferarten „hochwertiger“ Magerrasen artenreiche „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose artenreiche „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose eine gefährdete Art „hochwertiger“ Magerrasen „durchschnittliche“ Laufkäferzönose eine stark gefährdete Art „hochwertiger“ Magerrasen
Verarmt aber noch artenschutzrelevant	Bindlacher Berg Höfles Fechheimer Berg Kreuzberg Schmölz Seulbitz	artenarme „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose zwei Charakterarten „hochwertiger“ Mager- rasen artenarme „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose eine gefährdete Art „hochwertiger“ Mager- rasen geringe Aktivitätsdichten von Verbuschung & Verbrachung anzeigenden Indikatoren artenarme „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose artenarme „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose, beeinträchtigt durch Waldarten artenarme „durchschnittliche“ Laufkäfer- zönose eine gefährdete Art hochwertiger Magerrasen artenarme „durchschnittliche“ Laufkäferzönose eine gefährdete Art hochwertiger Magerrasen
Stark verarmt	Rodersberg	artenarme Laufkäferzönose wenige Charakterarten „durchschnittlicher“ Magerrasen
Belastet	Oschenberg	artenarme Laufkäferzönose

zung von *Cymindis humeralis* ist dann auch bei einer günstigen Ausgangsbasis in einem isolierten Zielbiotop unwahrscheinlich. In der Praxis hat das zur Folge, daß die Aufmerksamkeit des Naturschutzes in erster Linie den Gebieten mit hohem artenschutzfachlichem Wert (Erhalt oder Verbesserung des Status Quo) und den verarmten aber noch artenschutzrelevanten Flächen (Pflege- und Entwicklungsgebiete) gelten muß. Erstes Ziel ist der Erhalt und die Optimierung von Flächen, die Lebensräume für ausbreitungsschwache Traditionszeiger sind, aber auch den ökologischen Ansprüchen anderer Charakterarten der Magerrasen entsprechen. In zweiter Linie

sollte die Schaffung eines Verbundes von qualitativ hochwertigen Kalkmagerrasen angestrebt werden, der eine ungehinderte Ausbreitung der ausbreitungsschwachen "Traditionszeiger" gewährleistet. In dieser Planung spielen dann auch stark verarmte Kalkmagerrasen und andere geeignete Biotope mit Trittsteinfunktion (z.B. trockene Waldränder mit vorgelagerter lückiger Krautschicht, Triebwege) eine Rolle, wenn sie für einen Verbund höherwertiger Kalkmagerrasen im Naturraum notwendig sind.

Im Naturschutzgebiet "Ködñitzer Weinleite" konnte mit den in dieser Arbeit vorgestellten quantitativen und qualitativen Indikatoren der Erfolg der Pflege-

maßnahmen nachvollzogen und dokumentiert werden (FRITZE & REBHAN, i. Druck). Ausgangslage waren verbuschte und isolierte Teilflächen mit verfilztem Untergrund. Durch nachhaltige Pflege (Entbuschung und anschließende Beweidung) wurde innerhalb von 8 Jahren die offene, besonnte Fläche um ein vielfaches vergrößert, die Krautschicht kurz und lückig gehalten und Verbindungswege zwischen den einzelnen Teilflächen geschaffen. Die Reaktion der quantitativen Indikatoren auf die veränderten Lebensbedingungen war bereits im ersten Jahr nach den Pflegemaßnahmen zu beobachten. Die Aktivitäten der Arten mit Schwerpunktverkommen in Gehölzen und Wäldern (*Abax parallelepipedus*, *Molops elatus*) gingen sofort stark zurück. Die Einwanderung xerothermophiler Arten und die Etablierung ihrer Populationen erfolgte abgestuft. Im Jahr nach der Entbuschung breiteten sich zunächst relativ anspruchsloser Arten aus, wie z.B. *Carabus cancellatus* und *Anchomenus dorsalis*. Anspruchsvollere Arten (*Ophonus puncticolis* und *Harpalus dimidiatus*) waren erst bei fortgesetzter Pflege und der weitgehenden Annäherung an das angestrebte landschaftliche Leitbild "Trockenrasenstandorte auf Kalk" (vgl. REBHAN 1994) zu beobachten. Einzelnachweise weiterer thermophiler Arten (qualitative Indikatoren wie z.B. *Brachinus ex-plo-dens*, *Callistus lunatus*, *Cymindis humeralis*) deuten auf eine positive Weiterentwicklung hin, welche die Etablierung individuenreicher Populationen dieser Arten zur Folge haben kann.

6. Zusammenfassung

Verschiedene Kalkmagerrasen des Naturraums "Obermainisches Hügelland" wurden anhand ihrer Laufkäferfauna auf ihre naturschutzfachliche Bedeutung untersucht. Von insgesamt 85 nachgewiesenen Laufkäferarten werden 21 Arten in der deutschen und der bayerischen Roten Liste in einer Gefährdungskategorie aufgeführt.

Die "durchschnittliche" Fauna der Halbtrockenrasen des Obermainischen Hügellandes setzt sich aus mehr oder weniger xerothermophilen Laufkäferarten (z.B. *Brachinus crepitans*, *Ophonus puncticolis*) zusammen. Anspruchsvollere, thermophile Arten treten (bis auf *Harpalus dimidiatus*) nur in geringer Stetigkeit und Aktivität auf. Verbrachung und Verbuschung führten zu gravierenden Veränderungen der Laufkäferzönose. Eurytope Waldarten (z.B. *Abax parallelepipedus*) erreichen dann hohe Aktivitätswerte.

Aus Literaturkriterien und den vor Ort erzielten Ergebnissen wird ein Bewertungsschema entwickelt. Nach diesen Wertkriterien ist der Kalkmagerrasen-Komplex des Naturschutzgebietes "Ködnitzer Weinleite" ein Gebiet mit überregionaler bis landesweiter Bedeutung für Carabiden und damit der für Laufkäfer wertvollste Kalkmagerrasen des Naturraums "Obermainisches Hügelland".

Quantitative und qualitative Indikatoren ermöglichen eine differenzierte Beurteilung der Lebensräume anhand ausgewählter Ausschnitte ihrer Zönose. Sie erlauben ferner eine abgestufte Bewertung des Erfolges von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in diesen Lebensräumen.

Dank

Besonderer Dank gebührt Herrn Dietrich Förster für sein umfangreiches Datenmaterial aus dem Landkreis Kronach. Weiterhin möchten wir dem Büro für ökologische Studien aus Bayreuth für die Erlaubnis der Publikation der Daten der "Ködnitzer Weinleite" aus den Jahren 1990 und 1991, Herrn Prof. Dr. Matthias Grünwald für die Überlassung der Daten des Kalkmagerrasens am Rodersberg bei Bayreuth, Frau Henatsch für die Daten der Hecke auf Kalk bei Lanzendorf, Frau Husseneder für Ihre Daten aus den Landkreisen Coburg und Kronach und Herrn Skale für den Fundnachweis von *Callistus lunatus* an der Ködnitzer Weinleite bedanken.

Literatur

- ASSMANN, T. & W. STARKE (1990):
Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae, Subfamiliae Callistinae, Oodinae, Liciinae, Badistrinae, Panagaeinae, Colliurinae, Aepnidiinae, Lebiinae, Demetriinae, Cymindinae, Dromiinae et Brachininae.- Abh. Westf. Mus. Naturkde. 52(1): 60 S.
- BAEHR, M. (1980):
Die Carabiden des Schönbuschs bei Tübingen (Col.) 1. Faunistische Bestandsaufnahme 2. Beitrag zur Faunistik der württembergischen Carabidae.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 515-600.
- BAEHR, M (1987):
Laufkäfer (Col., Car.) als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebung im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen.- Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 77: 17-23.
- BARNDT, D.; S. BRASE; M. GALUCHE; H. GRUTTK-KE; R. KEGEL; R. PLATEN. & H. WINKELMANN (1991):
Die Laufkäferfauna von Berlin (West) - mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung).- In: AUHAGEN, A.; R. PLATEN & H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin Schwerpunkt Berlin (West).- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Sonderheft 6: 243-275; auch: Abh. Landesmuseum Naturk. Münster 8: 3-34.
- BARNER, K. (1954):
Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld III.- Abh. Landesmuseum Naturk. Münster 16: 161.

- BLAB, J. (1988):
Bioindikation und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema.- *Natur und Landschaft* 63: 147 - 149
- BRÖRING, U. & G. WIEGLEB (1990):
Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? - *Natur und Landschaft* 65: 283 - 292
- DUNGER, W.; H.-U. PETER & S. TOBISCH (1980):
Eine Rasen-Wald-Catena im Leutratal bei Jena als pedozoologisches Untersuchungsgebiet und ihre Laufkäfergemeinschaft (Col., Car.).- *Abg. Ber. Naturkundemuseum Görlitz* 53 (2): 1-78.
- FREUDE, H.; K.W. HARDE & G.A. LOHSE (1976):
Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 2. Adephegata 1.- Goecke & Evers Krefeld: 302 S.
- FRITZE, M.-A. & H. REBHAN (i. Druck):
Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) der Ködnitzer Weinleite Ergebnisse aus 5 Untersuchungsjahren.- LXXII. *Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg* (1997).
- GRÜNWARD, M. (1988):
Laufkäfer.- In: Büro für ökologische Studien: Stadtbio-topkartierung Bayreuth.- Unveröff. Gutachten.
- HENATSCH, B. (1990):
Ökofaunistische Untersuchungen der epigäischen Coleopterenfauna (Carabidae, Staphylinidae) in Oberfränkischen Hecken. Aktivitätsdynamik und Beziehung zum Umland.- *Diplomarbeit Univ. Bayreuth*: 88 S.
- HEYDEMANN, B. (1955):
Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren.- 7. Wanderversammlung Deutscher Entomologen Berlin: 172-185.
- HORION, A. (1941):
Faunistik der deutschen Käfer Bd. 1 Adephegata Carabidae.- H. Goecke Verlag Krefeld: 463 S.
- KOCH, K. (1989):
Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie Band 1.- Goecke & Evers Krefeld: 440 S.
- LINDROTH, C. H. (1945):
Die fennoskandischen Carabidae, eine tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil.- Göteborgs Kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles. Sjätte Följden. Ser. B. 4 (1): 1-709.
- (1986):
The Carabidae (Col.) of Fennoscandia and Denmark.- *Acta Entomologica Scandinavica* 15 (2): 226-497.
- LORENZ, W. (1992):
Rote Liste gefährdeter Laufkäfer (Carabidae) Bayerns.- *Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz* 111: 100-109.
- MARGGI, W. (1992):
Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der Roten Liste. *Coleoptera Teil 1/ Text.- Documenta Faunistica Helvetica* 13: 477 S.
- PIRKL, A. & B. RIEDEL (1993):
Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung* 4: 343-346.
- PLACHTER, H. (1989):
Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 29: 107 - 135
- (1991a):
Naturschutz.- Gustav Fischer, Stuttgart: 463 S.
- (1991b):
Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege.- Laufener Seminarbeiträge 7/91: 7 - 29.
- RECK, H. (1990):
Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotopskriptoren für den zoökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 32: 99 - 119
- REBHAN, H. (1994):
Zur Berücksichtigung des landschaftlichen Leitbilds in der Naturschutzarbeit und Möglichkeiten der Effizienzermittlung.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 40 (1994): 85 - 101.
- REICH, M. & R. WEID (1992):
Analyse und Bewertung im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern.- *Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz* 100: 75-85.
- RIEKEN, U.; U. RIES & A. SSMYANK (1994):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland.- *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* 41:184 S.
- SPANG, W. D. (1992):
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- *Natur und Landschaft* 67: 158 - 161
- SCHUBERT, R. (1991):
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.- *Gustav Fischer, Jena*: 338 S.
- STMLU/ANL (1994):
Landschaftspflegekonzept Bayern: Wertbestimmende und konzeptrelevante Tierarten der Kalkmagerrasen Lebensraumkomplexe- Bd II.1.- BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN & BAYER. AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.), *Laufen* 1994: 151 ff.
- STMLU (1995):
Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. Allgemeiner Band - Band I.- BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.), *München* 1995.
- TRAUTNER, J. & G. MÜLLER-MOTZFELD (1995):
Faunistisch ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer. Übersicht über die

Bundesländer Deutschlands.- Naturschutz und Landschaftspflege 27 (3): 96 - 105.

TRAUTNER, J. (1996):
Kriterien zur Bewertung von Laufkäfer-Vorkommen.-
VUBD-Rundbrief 17: 12-15.

TRAUTNER, J.; G. MÜLLER-MOTZFELD & M.
BRÄUNICKE (1997):
Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands.-
Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (9): 261-
273.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biol. Michael Andreas Fritze
Obere Dorfstraße 2
D-95473 Haag

Dr. Herbert Rebhan
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Außenstelle Kulmbach
Schloß Steinenhausen
D-95326 Kulmbach

Der Einsatz von Ziel- und Indikatorarten für Effizienzkontrollen

- Ausgewählte Beispiele des Landschaftspflegevereins VöF Kelheim

Martin EICHER

1. Einleitung

Der Landschaftspflegeverein zur Sicherung ökologisch wertvoller Flächen (VöF), Kelheim, führt seit über 10 Jahren Landschaftspflegemaßnahmen auf der Grundlage der Aussagen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) durch. Mit der Umsetzung von Landschaftspflegemaßnahmen, die aufgrund von langfristigen Entwicklungszielen realisiert und teilweise über mehrere Jahre durchgeführt werden, ist gleichzeitig die Notwendigkeit verbunden, die Effizienz der Landschaftspflegemaßnahmen hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen zu überprüfen (PLACHTER 1991a).

Wenn man aber nach der Durchführung dieser Forderung fragt, stellt man ein nicht zu übersehendes Defizit fest (HUNSDORFER 1989; HENLE & KAULE 1991).

Dies hat seine Ursachen unter anderem darin, daß standardisierte, allgemein anerkannte Methoden fehlen, die Festlegungen der naturschutzfachlichen Ziele i.d.R. nur unzureichend formuliert werden, eine genaue Kartierung der zu untersuchenden Populationen nicht durchgeführt wird, Ergebnisse zu natürlichen regionalen Bestandsfluktuationen fehlen, i.d.R. hoher finanzieller und personeller Einsatz erforderlich ist.

Der Landschaftspflegeverein VöF versucht trotz dieser erschwerten Bedingungen seit dem Beginn der Landschaftspflegemaßnahmen im Jahr 1987 durch die Anlage von Dauerbeobachtungsflächen (DB Flächen) Effizienzkontrollen von Landschaftspflegemaßnahmen durchzuführen.

2. Vorgehensweise

Die Landschaftspflegemaßnahmen werden entsprechend der naturschutzfachlichen Ziele, die im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen ausgearbeitet wurden, durchgeführt. Grundlage für die fachgerechte Durchführung sind die Aussagen des Landschaftspflegekonzeptes Bayern (LPK). Die Kontrolle, ob die naturschutzfachlichen Ziele erreicht werden, erfolgt durch die Bestandsaufnahme einzelner Tiergruppen sowie durch vegetations-

kundliche Aufnahmen. Für Biotopkomplexe, die im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms Bayern als landesweit oder überregional bedeutsam eingestuft wurden, werden zusätzlich ausgewählte Zielarten festgelegt.

Als Zielarten gelten Arten mit folgenden Merkmalen (vgl. MÜHLENBERG 1993):

- Arten, mit einem Gefährdungsgrad (dabei können Arten verwendet werden, die überregional, regional oder lokal gefährdet sind),
- Arten deren Population eine Überlebenschance hat,
- Arten deren Entwicklungszyklus hoch differenziert ist,
- Arten die einen hohen Raumbedarf haben.

Diese ausgewählten Arten können, je nach Lebensraumanspruch der Art, auch als Indikatoren für eine bestimmte Habitatstruktur dienen.

3. Problempunkte

Die vorhandenen Pflege- und Entwicklungskonzepte für Naturschutzgebiete, Biotopkomplexe, größere Projektgebiete etc. geben bestimmte Entwicklungsziele vor. Nur wenige der Pflege- und Entwicklungspläne legen dabei bereits die Zielarten für eine Effizienzkontrolle fest. Auch wenn Zielarten festgelegt werden, sind keine entsprechenden Daten über die Ausgangspopulation sowie über die Überlebenschancen von ausgewählten Zielarten vorhanden. Dies hat seinen Grund u.a. darin, daß der Planer zum Zeitpunkt der Planerstellung noch nichts über die realisierbaren Umsetzungszeiträume weiß und wissen kann. Zudem würden solche Erhebungen einen hohen finanziellen Aufwand erfordern, der i.d.R. nicht geleistet wird. Darüber hinaus fehlen auf regionaler Ebene durchgeführte, langjährige Untersuchungen zur Bestandsentwicklung von Zielarten. Da viele Einflußgrößen und deren Wirkung auf die Populationsentwicklung nicht bekannt sind, kann die Wirkung von Landschaftspflegemaßnahmen nur bedingt gemessen werden.

Der Landschaftspflegeverein VöF versucht bei der Durchführung von Effizienzkontrollen diese Defizite dadurch auszugleichen, daß nicht nur Zielarten untersucht werden, sondern zusätzlich die Bestandszahlen weiterer Arten der Tiergruppe im Rah-

men von Langzeituntersuchungen kartiert werden. Damit können Entwicklungen, ausgelöst durch die Landschaftspflegemaßnahmen auf den Einzelbiotopen durch die Untersuchung von Einwanderungs- bzw. Abwanderungsbewegungen einzelner Tierarten besser abgeschätzt werden.

4. Effizienzkontrollen des Landschaftspflegevereins VöF

Anhand einige konkreter Beispiele auf den Trockenrasenkomplexen in der Südlichen Frankenalb sollen die Schwierigkeiten, die beim Einsatz von Zielarten zur Überprüfung der Effizienz naturschutzfachlicher Maßnahmen auftreten, aufgezeigt werden.

Die südliche Frankenalb und insbesondere der Bereich des Unteren Altmühltals ist aufgrund seiner großen zusammenhängenden Trockenrasenkomplexe weit über Bayern hinaus bekannt. In diesem Gebiet sind sehr viele Arten der Roten Liste 1 und 2 vorhanden. Aus diesem Grund sind der gesamte Talzug der Unteren Altmühl, die davon abgehenden Seitentäler und die auf die Albhochfläche ausstreichenden Trockentäler von höchster naturschutzfachlicher Bedeutung.

Der Landschaftspflegeverein VöF arbeitet seit ca. 12 Jahren daran, die Trockenrasenkomplexe zwischen Kelheim und Meihern entlang der Altmühl in ihrer Ausstattung zu erhalten bzw. zu verbessern und miteinander zu verknüpfen. Durch die Aufgabe bzw. durch die starke Reduzierung der Beweidung auf einem Großteil der Fläche hat sich die Habitat-ausstattung von extremen Trockenrasenstandorten hin zu mageren Halbtrockenrasen, die mit Kiefern und mit Schlehengebüsch durchsetzt sind, bis hin zu Vorwaldstadien entwickelt.

Der Landschaftspflegeverein VöF versucht dort wieder gehölzfreie, xerotherme Standorte zu ent-

wickeln, die am Unterhang in Halbtrockenrasen übergehen. Das langfristige Ziel ist es, entlang des Talraumes, die Zerstückelung der Biotopkomplexe wieder rückgängig zu machen und möglichst durchgehende Trockenrasenbänder wiederherzustellen. Ebenso sollen die Verbindungen zwischen den Seitentälern und den Trockentälern auf den Hochflächen wiederhergestellt werden. Die Umsetzung dieser Ziele erfolgt über eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen:

- Freistellung von verbuschten Trocken- und Halbtrockenrasen,
- Entfernung von aufgeforsteten Barrieren in den Trockentälern,
- Anlage von Triftwegen entlang des Hangfußes im Altmühltal,
- Stützung der Schäferei über Schäfereikonzepte.

Um die Effizienz dieser Maßnahmen überprüfen zu können, wurde über diesen Raum ein Netz von Kontrollstellen gelegt.

4.1 Floristische Erfolgskontrollen zur Effizienz von Landschaftspflegemaßnahmen

Auf der Grundlage einer detaillierten Diplomarbeit, die alle Magerrasenbiotope in diesem Bereich erfaßt, wurden ca. 60 vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen (DB - Flächen) angelegt.

Für diese Dauerbeobachtungsflächen werden Entwicklungsziele formuliert, die beispielhaft die Entwicklung des jeweiligen Gesamtbiotops abbilden sollen. Die Kartierer erfassen zusätzlich zur Aufnahme der DB-Fläche die Entwicklung des Gesamtbiotops und halten Änderungen in der Artenzusammensetzung außerhalb der DB-Flächen fest. Die Flächen werden alle zwei Jahre kontrolliert. Da-

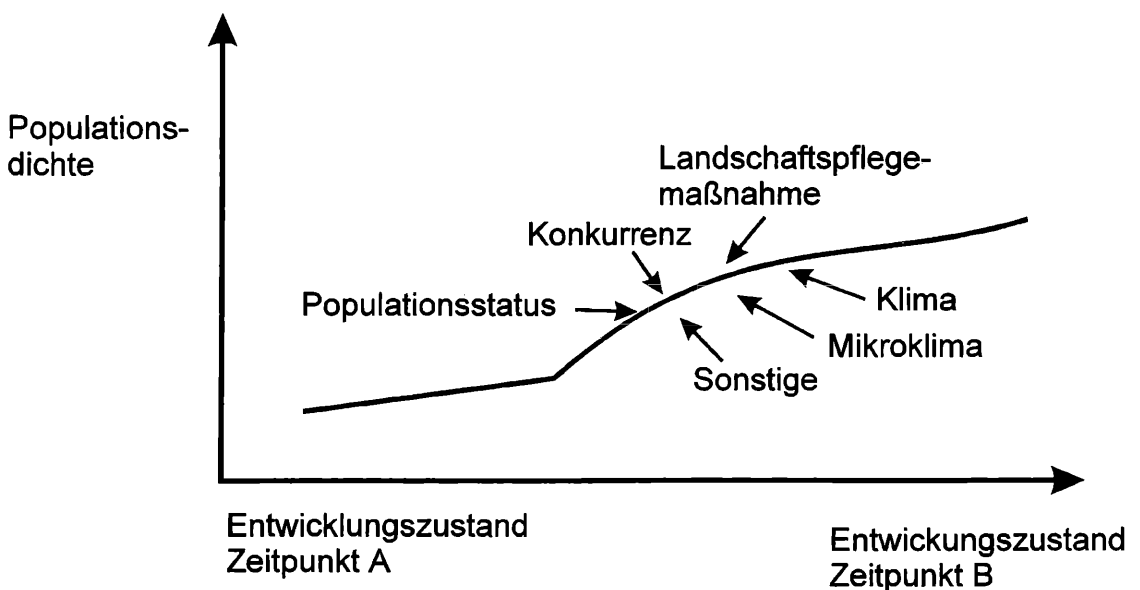


Abbildung 1

Einflußgrößen auf die Populationsentwicklung.

Tabelle 1

Entwicklung der Dauerbeobachtungsfläche Nr. 15 von 1988 - 1996.

Beobachtungsfläche: 15					
Aufnahmejahr:	1988	1990	1992	1994	1996
Deckung Baum/Strauch - Schicht (%)					
Höhe (cm)					
Deckung Kraut/Gras - Schicht (%)	100	95	95	95	100
Höhe von (cm)	10	5	40	30	5
Höhe bis (cm)		50			20
Deckung Moos/Flechten - Schicht (%)	30	40	40	40	40
Deckung vegetationsfreie Stellen (%)					
Deckung anstehender Fels (%)					
Deckung Streu (%)					
<i>Bromus erectus</i>	2 b	2	3	3	3
<i>Carex flacca</i>	2 m	2 a	+	2	1
<i>Festuca ovina</i> agg.	1	2 a	1	1	1
<i>Danthonia decumbens</i>	1	+	+	+	+
<i>Briza media</i>	+	+		+	+ - 1
<i>Brachypodium pinnatum</i>	+	+ - 1	1 - 2	2	1 - 2
<i>Avena pratensis</i>	+				+
<i>Koeleria pyramidata</i>	+	+	+	+	+
<i>Pleum phleoides</i>		+	+		
<i>Carex caryophyllea</i>		1 - 2	+	+	+
<i>Poa pratensis</i> ssp. <i>angustifolia</i>			+	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>			+		
<i>Spiranthes spiralis</i>				10 Exempl.	8 Exempl.
<i>Galium verum</i> ssp. <i>verum</i>	2 m	1 - 2	+	+	+
<i>Linum catharticum</i> ssp. <i>catharticum</i>	2 m		1 - 2		+
<i>Rhinanthus glacialis</i> ssp. <i>aristatus</i>	+	+	1		+
<i>Plantago lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>	2 a	+	+ - 1	1 - 2	+
<i>Plantago media</i>	1	+	+	+	+
<i>Euphrasia stricta</i>	1	+	+		+
<i>Prunella grandiflora</i>	1	1	1	1	1 - 2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	2 m	1 - 2	2	2	2
<i>Helianthemum nummularium</i> ssp. <i>obscurum</i>	1	1 - 2	+ - 1	1	1
<i>Seseli annuum</i>	+	+	+ - 1	+	+
<i>Thymus pulegioides</i>	1	1 - 2	2	1 - 2	1 - 2
<i>Centaurea jacea</i> ssp. <i>angustifolia</i>	1	1	+	+	+
<i>Medicago lupulina</i>	+		1	+	
<i>Cirsium acaule</i>	+	1	+ - 1	+	+
<i>Leontodon hispidus</i> ssp. <i>hispidus</i>	2 a	1	1 - 2	+ - 1	+ - 1
<i>Trifolium montanum</i>	+	+	+	+	+
<i>Polygala comosa</i>	+				
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+				
<i>Achillea millefolium</i>	+	+	1	+	+
<i>Gentiana germanica</i> ssp. <i>germanica</i>	+		+		
<i>Potentilla heptaphylla</i>	+			+	+
<i>Dianthus carthusianorum</i>	+	+	+	+	+
<i>Trifolium repens</i>	+		+	+	
<i>Trifolium pratense</i> ssp. <i>pratense</i>	1	+			
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+	+	+	+	
<i>Scabiosa columbaria</i>	+	+	+	+ - 1	+
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	1	1 - 2	1	1	+
<i>Hieracium pilosella</i>	+	1 - 2	1	1	1
<i>Sanguisorba minor</i>	+	+	1	+	
<i>Gentiana ciliata</i>	+				
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	+	+	+	+
<i>Salvia pratensis</i>	+		+	+	+
<i>Odontites lutea</i>	+	+		+	
<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	+			+	+
<i>Thymus praecox</i> ssp. <i>praecox</i>	+	+	1	+	+
<i>Taraxacum officinale</i>	+		+	+	

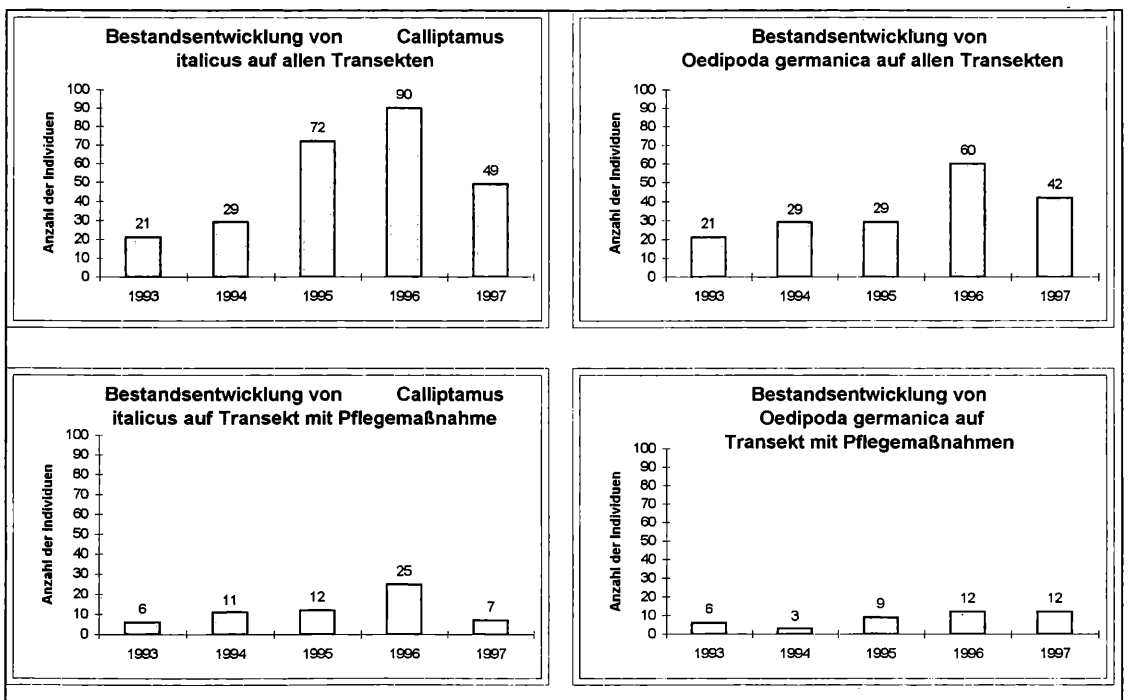


Abbildung 2

Bestandserhebung ausgewählter Heuschreckenarten von 1993-1997.

durch kann die Bestandsentwicklung von bedrohten Arten auch außerhalb der DB-Flächen nach den durchgeführten Pflegemaßnahmen festgestellt werden.

Folgende Kartierungseinheiten fallen in das DB-System:

- xerotherme Magerrasen
- Felsgrusgesellschaften
- Halbtrockenrasen
- verbuschte Halbtrockenrasen

Unterschieden wird zusätzlich in:

- beweidete Magerrasen
- unbeweidete Magerrasen

Für den Biotopkomplex, in dem die Dauerbeobachtungsfläche Nr. 15 sich befindet wird seit zehn Jahren zusätzlich die Bestandsentwicklung der Zielart Herbst-Drehwurz (*Spiranthes spiralis*) kontrolliert. Die Landschaftspflegemaßnahmen im Gesamtbiotop, wie Entbuschung von Teilflächen und Wiederbeweidung der Gesamtfläche, werden dokumentiert. Im Laufe dieser Zeit ist die Zielart von einem Kleinstbestand von nurmehr 10 Exemplaren angewachsen zu einem Bestand von über 100 Exemplaren. Einige Individuen kommen inzwischen auch auf der DB-Fläche vor. Die Ergebnisse zeigen eine Veränderung des Bestandes von *Spiranthes spiralis*, die auf die Pflegemaßnahmen zurückzuführen sind. Durch die Entnahme von Kiefern und die nachfolgende Beweidung konnte sich der Bestand von *Spiranthes spiralis* ausweiten. Der Erfolg der Pflegemaßnahmen ist nachweisbar.

4.2 Faunistische Erfolgskontrollen zur Effizienz von Landschaftspflegemaßnahmen

Im faunistischen Bereich wurden für eine langfristige Erfolgskontrolle Heuschrecken und Tagfalter ausgewählt.

4.2.1 Heuschrecken

Die Heuschrecken wurden in einer ersten Kartierung 1990 (WECHSELBERGER 1991) auf fünf hochwertigen Biotopkomplexen erfaßt und 1992 nochmals kontrolliert. Seit 1993 wird die Populationsentwicklung der Italienischen Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) und der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) jährlich aufgezeichnet (HIRSCHFELDER 1997).

Dabei wurden Transekte im Untersuchungsgebiet so gelegt, daß einerseits die Abschnitte mit höchster Populationsdichte und andererseits Vergleichsflächen mit geringem Vorkommen der zu untersuchenden Arten miteinbezogen waren. Die Transekte werden jährlich zweimal begangen.

Die Ergebnisse der Zählungen werden mit den jeweiligen Klimadaten und den 1994/95 durchgeführten Maßnahmen auf den Flächen verglichen.

Die Ergebnisse zeigen die Schwankungen der beiden Zielarten in den letzten 5 Jahren auf. Sie lassen aber keine Rückschlüsse auf die Auswirkungen der Landschaftspflegemaßnahmen (Entnahme von Kiefern im Bereich der Transekte) zu, da derzeit keine Kenntnisse über die notwendige Mindestpopulation und über die natürlichen Populationsschwankungen

	M. didyma	L. megera	P. daphnis	P. agestis	P. argyrogn.	C. minimus	P. bellargus	G. arion	B. dia	M. phoebe	S. spini	S. acaciae
offene Felsen												
freie Schotterfl.												
offene Bodenstellen												
kurzrasige MR												
hoherwüchs. MR												
Gebüsch												
Saum												
Raupen-Futterpflanze	u.a. Stachys recta, Verbascum spec., Veronica teucrium	u.a. Festuca ovina, Brachypodium pinnatum	Coronilla varia	Helianthemum nummularia, Geranium spec.	Coronilla varia	Anthyllis vulneraria	Hippocrepis comosa	Origanum vulgare, Thymus pulegioides	Viola hirta	Centaurea scabiosa	Kreuzdorn (niederwüchsig)	Schlehe (sehr niederwüchsig / verkrüppelt)
Ameisen								Myrmica sabuleti				

Abbildung 3

Beispiele für die Lebensraumsprüche (grob-schematisch ausgewählter Tagfalterarten der Untersuchungsgebiete, aus Literaturangaben zusammengestellt. MR = Magerrasen. Nach diesen Lebensraumsprüchen werden die Pflegemaßnahmen ausgerichtet. Literatur: THOMAS 1983; EBERT & RENNWALD 1991; BINK 1992; WEIDEMANN 1995; entnommen aus NIGMANN & DOLE (1997).

vorhanden sind. Für 1998 ist wieder eine Bestandserhebung aller Heuschreckenarten auf allen 5 Biotopkomplexen vorgesehen. Die Ergebnisse dieser Kartierung ermöglichen eine Interpretation der Effizienz von Landschaftspflegemaßnahmen. Eine Gesamtartenaufnahme, verknüpft mit der Untersuchung der Populationsdichte der einzelnen Arten, kann eine Verschiebung im Artengefüge feststellen und diese mit den Landschaftspflegemaßnahmen korrelieren. Einzelne festgelegte Zielarten können dabei nur zur Dokumentation von Wiederbesiedelung bzw. Abwanderung verwendet werden.

4.2.2 Tagfalter

Ähnlich wie bei den Heuschrecken wurden bei den Tagfaltern als Grundlage für die Effizienzkontrolle auf vier ausgewählten Kalkmagerrasen die Tagfalterpopulationen erhoben (NIGMANN & DOLEK 1997). Ziel dieser Untersuchungen ist es, Grundlagen für die Erfolgskontrolle zu schaffen. Die Gruppe der Tagfalter diente als Modell-Tiergruppe für die Untersuchungen, da über ihre Biologie, Ökologie und Verbreitung relativ viel bekannt ist.

Die Untersuchung dient zur:

- Erfassung des Zustandes der Untersuchungsgebiete am Beispiel der Tagfaltergemeinschaften vor und während großflächiger Pflegemaßnahmen,
- Erfassung der Tagfalter und Erstellung einer Arten-Inventarliste,
- Beobachtung langzeitiger Abundanzschwankungen bestimmter Tagfalterarten, um eventuelle Bestandsveränderungen infolge zukünftiger Pflegemaßnahmen besser abschätzen zu können,
- Ableitung von Hinweisen zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen.

In den untersuchten Gebieten wurden 34 Tagfalterarten beobachtet. Die artenreichste Tagfaltergemeinschaft mit 28 Arten wies das Gebiet am Flügelsberg bei Meihern auf. Darunter der in der Roten Liste Bayern als "stark gefährdet" (RL 2) geführte Rote Scheckenfalter (*Melitaea didyma*). Diese Art wurde als Zielart ausgewählt, weil am Flügelsberg die vorhandenen gerölldurchsetzten, extrem trockenen und südexponierten Magerrasen erhalten und Versaumungen und Verbuschungen zurückgedrängt werden sollen.

Die o.g. Strukturen am Flügelsberg bieten auch anderen extremen Xerothermartens einen geeigneten Lebensraum.

Der bestehende Trockenrasen wurde gemäht, um die Streuauflage zu entfernen und nachträglich beweidet, zusätzlich wurden vorhandene Schlehengebüsche entfernt.

Als *Ergebnis* wurde folgendes festgestellt:

Bei Landschaftspflegemaßnahmen, die eine geringe Veränderung der bestehenden Habitatstruktur darstellen (z.B. Entwicklung von kurzrasigen Trockenrasen durch intensive Beweidung, Förderung der Versaumung durch Weideführung etc.) ist die Auswirkung auf die Populationsentwicklung ausgewählter Tierarten im Moment nicht feststellbar. Die äußeren Einflüsse (z.B. Witterung, Mikroklima, Konkurrenz, Landschaftspflegemaßnahme) sind in ihren jeweiligen Auswirkungen nicht voneinander unterscheidbar. Die regionale Populationsdynamik der ausgewählten Tierarten ist noch nicht ablesbar. Damit können nur längerfristige Untersuchungen geeignete Ergebnisse bringen.

Bei der Entfernung von Schlehengebüschen ist bereits seit dem ersten Jahr nach der Maßnahme die dauerhafte Wiederbesiedelung von Tagfalterarten nachzuweisen. So läßt sich auch die Zielart *Meli-*

taea didyma durch Larvalfunde auf der freigestellten Fläche eindeutig nachweisen. Damit kann ein Erfolg dieser Maßnahme belegt werden.

5. Ergebnisse

Ausgewählte Zielarten sind i.d.R. geeignet, um die Effizienz von Landschaftspflegemaßnahmen zu überprüfen. Dabei muß jedoch berücksichtigt werden, daß die kausalen Zusammenhänge der Ergebnisse meistens nicht direkt ermittelt werden können. Daneben fehlen oft die Informationen zu Populationsdichten und zu genauen Habitatansprüchen der ausgewählten Arten. Der Einsatz von Zielarten zur Erfolgskontrolle von Landschaftspflegemaßnahmen kann deshalb nur dann zielführend sein, wenn:

- eine genaue Festlegung der naturschutzfachlichen Ziele vorhanden ist;
- entsprechende standardisierte Methoden zur Erfolgskontrolle vorhanden sind;
- die Populationsdichte vor Beginn der Maßnahme bekannt ist;
- die Überlebenschance von ausgewählten Arten vor Beginn der Maßnahme abgeschätzt wird;
- für die ausgewählten Arten Kenntnisse zu regionalen Bestandsfluktuationen bekannt sind;
- die kausalen Zusammenhänge zwischen Maßnahme und Populationsentwicklung absehbar festzustellen sind.

6. Zusammenfassung

Um überprüfen zu können, inwieweit die naturschutzfachlichen Ziele auf den einzelnen Flächen erreicht werden, müssen die Ziele genau definiert werden. In der Naturschutzpraxis werden aufgrund von Kartierungen und Untersuchungen in bestimmten Naturräumen oder für regional vorhandene Biotopkomplexe Zielarten genannt. Diese Zielarten sind hauptsächlich solche, die an den jeweiligen Lebensraum entsprechend angepaßt sind und aufgrund einer regionalen oder überregionalen Seltenheit für den Arten- und Biotopschutz relevant sind. Sie sollen in der betreffenden Region erhalten werden, weshalb die Naturschutzmaßnahmen auf ihre Lebensraumansprüche abgestimmt werden.

Gleichzeitig wird in der Naturschutzpraxis in den jeweiligen Lebensraumtypen nach Tier- oder Pflanzenarten gesucht, die ein Höchstmaß an komplexen Lebensraumansprüchen haben, um über ihr Vorkommen im Lebensraum auf dessen Qualität schließen zu können.

Nur durch die genaue Kenntnis der Ansprüche und die Interaktionen von Tier- oder Pflanzenarten, kann bei einer entsprechenden Auswahl von Ziel- und Indikatorarten durch die Überprüfung der Populationsentwicklung dieser Arten eine Verbesserung oder Verschlechterung des Standortes abgelesen werden. Bei der Interpretation der Ergebnisse der Populationsentwicklung kann aber noch keine definitive Antwort über den kausalen Zusammenhang zwischen einer Landschaftspflegemaßnahme und dem

Vorhandensein oder der Zunahme von bestimmten Arten gegeben werden. Aus diesem Grund müssen für den Einsatz von Zielarten zur Effizienzkontrolle eigene ausgereifte Methoden erarbeitet werden.

Literatur

- BINK, F.A. (1992):
Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa.- Schuyt 6 Co. (Haarlem): 512 S.
- EBERT, G. & E. RENNWALD (1991):
Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band I und 2.- Tagfalter I und II, Ulmer, Stuttgart.
- HENLE, K. & G. KAULE (1991):
Arten- Biotopschutzforschung für Deutschland.- Ber. ökol. Forschung 4: 1-435.
- HIRSCHFELDER, A. (1997):
Populationsentwicklung der Italienischen Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) am Lintlberg im Schambachtal und der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) an der Brandt im Altmühltal im Landkreis Kelheim.- Unveröff. Gutachten f. d. Landschaftspflegeverein VöF Kelheim
- HUNSDORFER, M. (1989):
Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landespflege.- Berichte ANL 13: 277-280.
- KIENLE, A. & D. KIENLE (1996):
Dauerbeobachtung von Halbtrockenrasen im Altmühltal.- Unveröff. Gutachten f. d. Landschaftspflegeverein VöF Kelheim.
- MÜHLENBERG, M. (1993):
Freilandökologie.- 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg.
- NIGMANN, U. & M. DOLEK (1997):
Quantitative Untersuchung von Tagfalterpopulationen als Grundlage zur Erfolgskontrolle von Pflegemaßnahmen auf Kalkmagerrasen.- Unveröff. Gutachten f. d. Landschaftspflegeverein VöF Kelheim.
- PLACHTER, H. (1991 a):
Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege.- Laufener Seminarbeitr. 7/91, Akad.Natursch.Landschaftspf. (ANL), Laufen/Salzach: 7-29.
- THOMAS, J.A.(1983):
The ecology and conservation of *Lysandra bellargus* (*Lepidoptera:Lycaenidae*) in Britain.- J. of Applied Ecology 20: 59-83.
- WECHSELBERGER, P. (1991):
Erfassung der Heuschreckenbestände ausgewählter Kalktrockenrasen im Altmühltal.- Unveröff. Gutachten f. Landschaftspflegeverein VöF Kelheim.
- Anschrift des Verfassers:**
Dipl.-Biol. Martin Eicher
Landschaftspflegeverein VöF Kelheim
Verein zur Sicherung ökologisch wertvoller Flächen
Reitmayrstraße 28
D-93051 Regensburg

Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes

Monika MARZELLI

1. Einleitung

Im Zusammenhang mit den Forderungen des §8 Bundesnaturschutzgesetz zur Eingriffsregelung sind in den letzten Jahren zahlreiche "Ausgleichs- und Ersatzflächen" entstanden. Hierbei handelt es sich um Renaturierungen oder Biotopneuschaffungen, die eine Reihe neuer Fragestellungen im Naturschutz aufwerfen: Wie entwickeln sich solche Flächen im Laufe der Zeit? Welchen naturschutzfachlichen Wert besitzen sie? Wie kann der Erfolg der Renaturierung beurteilt werden (BLAB & VÖLKL 1994)?

Aufgrund fehlender gesetzlicher Erfordernisse werden derzeit in Deutschland nur selten Erfolgskontrollen von Kompensations- oder Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Wenn überhaupt Erfolgskontrollen stattfinden, bestehen sie meist in einer mehr oder weniger ausführlichen Bestandsaufnahme von Flora und Fauna nach Durchführung der Maßnahmen. Eine Bewertung der Kompensationsflächen wird dann mit Hilfe von Kriterien wie Artenzahl, Artendiversität, Anzahl gefährdeter Arten usw. vorgenommen. Unabhängig davon, welche Kriterien verwendet und wie sie gewichtet werden, handelt es sich um Bewertungen des Ist-Zustandes einer Fläche, die in der Regel keine Aussagen über die Zukunftschancen der vorgefundenen Populationen zulassen.

Ein wichtiges Ziel der Kompensation oder Renaturierung besteht in der Etablierung von biotoptypischen, langfristig lebensfähigen Populationen. Daher sollten die Überlebenschancen der vorkommenden Arten in die Erfolgskontrolle einbezogen werden. Da es unmöglich ist, in einem bestimmten Gebiet alle vorkommenden Pflanzen- und Tierarten zu untersuchen, sind *Zielarten* auszuwählen. Grundgedanke des Zielartenkonzeptes ist die nachhaltige Bestandssicherung ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten in ausreichend großen Populationen, durch deren Schutz auch eine Reihe weiterer Arten profitieren (HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993). Die Bewertung steht hier ganz unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes: Der Wert eines Gebietes ist dann besonders hoch einzuschätzen, wenn eine Zielart eine hohe Überlebenschance besitzt. Die Auswahl der Zielart muß sich bei der Bewertung von Ausgleichs- und Renaturierungsflä-

chen neben den von HOVESTADT ET AL. (1991) genannten Kriterien in erster Linie an den Renaturierungszielen orientieren.

Im vorliegenden Beitrag soll beispielhaft aufgezeigt werden, wie das Zielartenkonzept für die Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen eingesetzt werden kann. Als Untersuchungsgebiet dient die Ausgleichsfläche "Eittinger Moos", ein Beispiel für die Renaturierung einer ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorfläche. Als Zielart wurde die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) gewählt, eine niedermoor-typische und zugleich gefährdete Heuschreckenart. Die Aufgabe bestand darin, die Überlebenschancen der Sumpfschrecken auf der Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" abzuschätzen. Hierzu werden Informationen zu den Habitatansprüchen, zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten benötigt. Da der bisherige Kenntnisstand nicht ausreicht, um Überlebenschancen zu prognostizieren, wurden von 1991 bis 1994 umfangreiche freilandökologische Untersuchungen angestellt.

Im Rahmen dieses Übersichtsartikels werden die einzelnen Untersuchungen und deren Ergebnisse nicht detailliert vorgestellt. (Genauere Beschreibungen finden sich bei MARZELLI 1994, 1995 und 1997). Es soll vielmehr aufgezeigt werden, wie man zu einer Abschätzung von Überlebenschancen gelangt und welche Schlußfolgerungen sich daraus ergeben.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, die Ausgleichs- und Renaturierungsfläche "Eittinger Moos" befindet sich nordöstlich von München, etwa 3 km entfernt vom Flughafen München II an der Bundesautobahn A92 München - Deggendorf (vgl. Abb. 1). Naturräumlich liegt die Ausgleichsfläche am nordöstlichen Rand des Erdinger Moooses auf einer Höhe von ca. 430m ü.NN.

Durch den Bau der BAB A 92 sind wertvolle Niedermoorflächen und Lebensräume für wiesenbrütende Vogelarten im Viehlaßmoos verloren gegangen. Als Ausgleich für diese Eingriffe entstand in den Jahren 1986 bis 1990 die ca. 48ha große Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" 100m südlich der

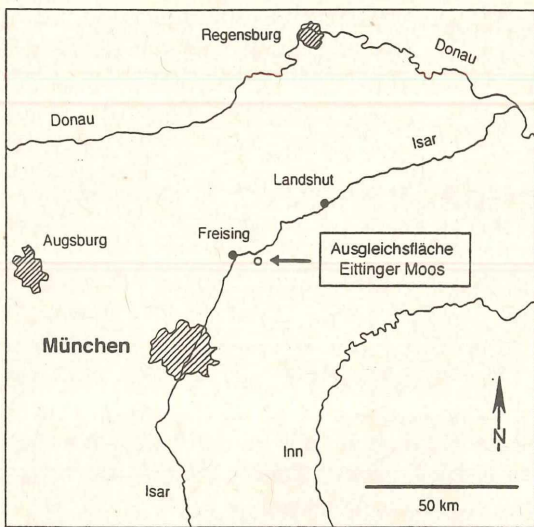


Abbildung 1
Großräumige Lage der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" nordöstlich von München.

Autobahn A92. Mit dem 1990 fertiggestellten Bau der Flughafentangente Ost (FTO, Staatsstraße St 2080) wurde die Ausgleichsfläche in einen westlichen und östlichen Teil zerschnitten (vgl. Abb. 2).

Die ursprüngliche Flächennutzung bzw. Vegetationsstruktur (vor 1986) läßt sich aus der Biotopkartierung von 1984 (BAY LFU 1984) und Luftbildern rekonstruieren. Die schmalen und langgezogenen Flurstücke waren als Acker oder Grünland genutzt. Zwischen diesen landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen befanden sich entlang der Flurgrenzen in Ost-West-Richtung verlaufende Weiden-Faulbaum-Gebüschzeilen, die sich auf ehemaligen Torfstichen entwickelt hatten. Außerdem existierten einige kleine Streuwiesenreste in seggen- und binsenreicher Ausprägung.

Entwicklungsziele wurden erst nach Abschluß der Renaturierungsmaßnahmen in einem von der Autobahndirektion Südbayern erstellten Entwicklungs- und Pflegeplan formuliert. Demnach soll "ein reich strukturierter Niedermoorstandort mit einem kleinräumigen Lebensraummosaik - entsprechend dem Viehlaßmoos - entwickelt werden, d.h. eine enge Verzahnung von Pfeifengrasstreuwiesen, Klein- und Großseggen, Feucht- und Naßwiesen, Schilfbeständen, Weidengebüschen, Erlenbruchwäldern und Kleingewässern". Außerdem sollen durch die Pflege und Unterhaltung "optimale Lebensbedingungen für die Wiesenbrüter, vor allem für die Leitart Großer Brachvogel geschaffen werden" (AUTOBAHNDIREKTION SÜDBAYERN 1990).

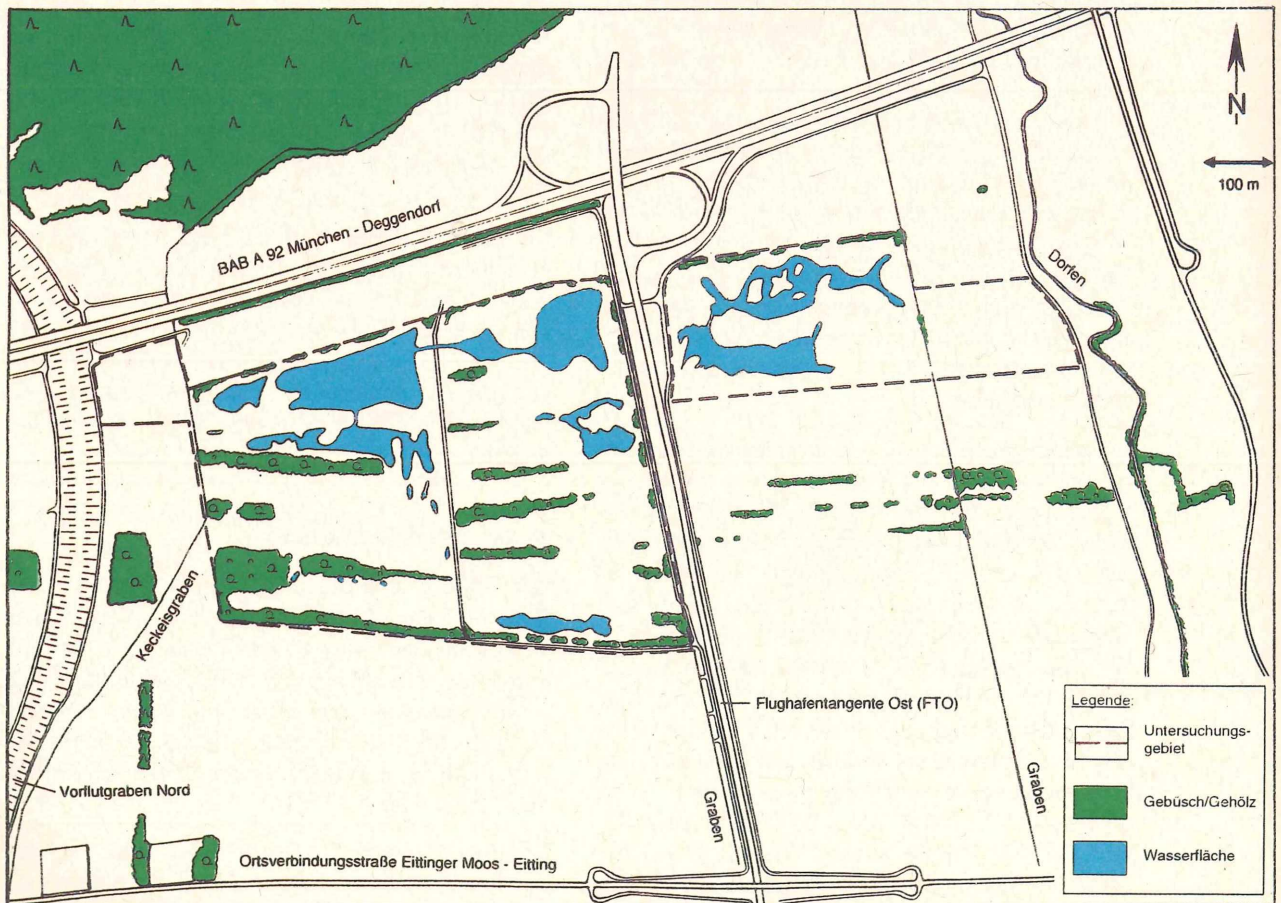


Abbildung 2
Übersichtslageplan der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos".

Tabelle 1

Wesentliche Rahmenbedingungen der Ausgleichsfläche "Eittinger Moos".

Flächennutzung / Vegetation vor der Renaturierung	Acker- und Grünland; Gehölzzeilen, Gräben, Streuwiesenreste
Renaturierungsziele	<ul style="list-style-type: none"> • Schaffung von strukturreichen Niedermoorstandorten • Schaffung von Brut- und Nahrungshabitaten für Wiesenbrüter
"Bauliche" Renaturierungsmaßnahmen 1986-1990	<ul style="list-style-type: none"> • Oberbodenabtrag und Geländemodellierung zur Schaffung grundwassernaher Zonen und magerer Standorte • Oberbodenaufschüttung (max. 0,5 m hohe "Wälle") • neu angepflanzte Gehölzzeilen • Umwandlung von Acker- und Grünland in extensiv genutzte Wiesen (teilweise Ansaat einer Magerwiesenmischung)
Pflegemaßnahmen seit 1988	zur Aushagerung ein- bis zweimalige Mahd im Jahr (Abtransport des Mähgutes)

Die Renaturierungsmaßnahmen für die Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" erfolgten von 1986 bis 1990. Im nördlichen Teil der Ausgleichsfläche wurde der Oberboden großflächig abgetragen und das Gelände modelliert, um sowohl magere Standorte als auch grundwassernehe Bereiche zu schaffen. Als Puffer gegenüber den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen wurden Gehölzsäume angepflanzt. Alle bestehenden Äcker und Wiesen wurden in extensiv genutztes Grünland umgewandelt, das gemäß dem von der Autobahndirektion Südbayern erstellten Entwicklungs- und Pflegeplan jährlich ein- oder zweimal gemäht wird. Die wichtigsten Informationen über die "Ausgleichsfläche Eittinger Moos" sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Von 1987 bis 1995 wurde die Vegetationsentwicklung auf der Ausgleichsfläche anhand von drei Dauerbeobachtungsflächen beobachtet (Forschungsprojekt zur Renaturierung ehemals landwirtschaftlich genutzter Niedermoore im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen). Aufgrund des Oberbodenabschubs sind die Flurabstände im nördlichen Teil der Ausgleichsfläche relativ gering (feuchte bis nasse Standorte). Durch Oberbodenmodellierung sind zudem sehr heterogene Standortbedingungen geschaffen worden, auf denen sich in Teilbereichen eine niedermoorartige Vegetation etabliert hat wie z.B. Schilfröhricht, Weidengebüsch sowie seggen- und binsenreiche Feuchtwiesen (Abb. 3). Die Vegetation der Abschubflächen unterliegt einer starken Sukzession (SLIVA, MARZELLI & PFADENHAUER 1998).

Die Standorte ohne Oberbodenabschub sind sehr nährstoffreich und grundwasserfern. Bis 1995 (nach 7 Jahren regelmäßiger Mahd) zeigten sich keine Aushagerungseffekte. Es kommen vorwiegend commune Pflanzenarten vor, die teilweise auf feuchte Standortverhältnisse schließen lassen, aber nicht als niedermoorartig bezeichnet werden können. Die Etablierung einer niedermoorartigen Vegetation ist auch langfristig nicht zu erwarten. Die Grundwasserflurabstände sind zu groß; mit einer weiteren Mineralisierung der Torfe muß gerechnet werden (SLIVA, MARZELLI & PFADENHAUER 1998)

3. Zielart

Als Zielart wurde die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* (Orthoptera, Acrididae; frühere Bezeichnung *Mecostethus grossus*) gewählt (Abb. 4). Sie wurde nicht vor Durchführung der Maßnahmen festgelegt, sondern erst später im Rahmen des oben erwähnten Forschungsprojektes zur Renaturierung ehemals landwirtschaftlich genutzter Niedermoore; d.h. die Renaturierungsmaßnahmen waren nicht auf diese Art abgestimmt.

Für die Auswahl der Sumpfschrecke sprechen folgende Gründe (siehe HOVESTADT ET AL. 1991; KAULE 1991): Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in Mitteleuropa (ZACHER 1917). Nach der Roten Liste der BRD (BLAB ET AL. 1984) und der Roten Liste Bayern (KRIEGBAUM 1992) zählt sie zu den gefährdeten Heuschreckenarten (Gefährdungsstufe 3 = gefährdet). Laut Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (BAYSTMLU 1989) handelt es sich auch um eine landkreisbedeutsame Art. Als Charakterart des Niedermoors (MARTENS & GILLANDT 1985) entspricht sie dem Renaturierungsziel, nämlich der "Schaffung von strukturreichen Niedermoorstandorten". Außerdem soll die Sumpfschrecke ein guter Indikator für noch intakte Feuchtgebiete sein (BELLMANN 1985). Dadurch könnte ihre Überlebenswahrscheinlichkeit als Zeiger für ganze Artengemeinschaften dienen.

4. Methodisches Vorgehen für die Einschätzung der Überlebenschancen einer Zielart

4.1 Welche Informationen werden für die Abschätzung von Überlebenschancen benötigt ?

Grundlage für die Abschätzung der Überlebensfähigkeit einer Population ist eine sog. *Gefährdungsgradanalyse* (PVA = Population Viability Analysis) (HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993). Die Überlebensfähigkeit einer Population ist von deterministischen Faktoren und von Zufallsprozessen abhängig und daher nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit abschätzbar. Laut GILPIN &



Abbildung 3

Abschubflächen im nordwestlichen Teil der Ausgleichsfläche „Eitinger Moos“ (Foto: M. MARZELLI, Juni 1991).



Abbildung 4

Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*, Weibchen (Foto: M. MARZELLI).

SOULÉ (1986) hängt sie von der Habitatqualität, den Eigenschaften der Population (Populationsdynamik, Populationsstruktur und Verbreitungsverhalten) und von nicht deterministischen Risikofaktoren ab (demographische oder genetische Zufallsprozesse, schwankende Umweltbedingungen sowie Natur- und Umweltkatastrophen).

In einer Gefährdungsgradanalyse werden diese biotischen wie abiotischen Einflußfaktoren über viele Jahre hinweg im Freiland untersucht, um ihre Variabilität abschätzen zu können (HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993). Das Ergebnis dieser Untersuchungen mündet in die Entwicklung eines Populationsmodelles, mit dessen Hilfe in Computersimulationen die Größe der kleinsten überlebensfähigen Population (MVP = Minimum Viable Population) prognostiziert werden kann.

Die vorliegende Arbeit stellt einen wesentlichen Bestandteil einer Gefährdungsgradanalyse dar. In einer vierjährigen Freilandstudie wurden die wichtigsten Informationen zu den Habitatansprüchen, zur Populationsdynamik und zur Ausbreitungsfähigkeit von *Stethophyma grossum* erarbeitet, um deren Überlebenschancen auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" verbal abzuschätzen. Auf eine Simulierung der Populationsentwicklung mit EDV wurde verzichtet, da nur Felddaten aus vier Unter-

suchungsjahren gesammelt werden konnten und es bislang keine Vergleichsdaten gibt.

Grundvoraussetzung für eine Gefährdungsgradanalyse ist die Kenntnis der spezifischen *Habitatansprüche*, die eine Art an die Umgebung stellt, um in einem bestimmten Lebensraum existieren zu können. Man muß wissen, in welchem Ausmaß die untersuchte Art auf bestimmte Quantitäten einzelner Ressourcen angewiesen ist bzw. inwieweit sie Schwankungen des Ressourcenangebots tolerieren kann.

Desweiteren werden Informationen zur *Populationsgröße* und *Populationsdynamik* benötigt. Viele Maßnahmen im Naturschutz basieren auf Kurzzeituntersuchungen und erfolgen daher ohne Kenntnis über natürliche Fluktuationen der betroffenen Tierpopulationen. Laut MÜHLENBERG (1990) kann die Größenordnung der Populationsschwankungen bei Arthropoden den Faktor 100 ihrer niedrigsten Populationsgröße betragen. Das Verständnis der Ursachen der Populationsdynamik bildet daher eine wesentliche weitere Voraussetzung zur Prognostizierung der Zukunftsaussichten einer Population (HOVESTADT ET AL. 1991). Wichtige Fragen sind in diesem Zusammenhang: Wie groß ist die Population der betrachteten Art und welche Populationsschwankungen sind bekannt? Welche Faktoren führen zur Zunahme oder Verringerung der Po-

pulationsgröße?

Die *Ausbreitungsfähigkeit* einer Population bestimmt die Möglichkeit, eine lokal aussterbende Population wieder zu ersetzen oder renaturierte Flächen neu zu besiedeln (HOVESTADT ET AL. 1991). Für eine Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population muß daher die Ausbreitungs- oder Kolonisierungsfähigkeit der betrachteten Art bekannt sein. In diesem Zusammenhang ist es auch wichtig, Fragen des Naturschutzes zu beantworten: Welche Distanzen zwischen isolierten Habitaten werden von einzelnen Individuen überwunden? Gibt es räumliche Barrieren für eine gerichtete Ausbreitung?

4.2 Was ist über die Zielart bekannt? Was ist zu untersuchen?

Habitatansprüche

Es existiert eine Reihe von Untersuchungen mit Angaben zur Biotopbindung und zu den Habitatansprüchen von *Stethophyma grossum*. Nach Literaturangaben lebt die Sumpfschrecke nur in Feuchtgebieten. Sie besiedelt feuchte und nasse Wiesen (Groß- und Kleinseggenriede, Streuwiesen), Niedermoore, Gewässerufer (Grabenränder, Teichufer), selbst Schwingrasen von Mooren. Sie meidet die Schilfzone und die Torfmoosbereiche der Hochmoore (ZACHER 1917; RÖBER 1951; HARZ 1960; BELLMANN 1985; MARTENS & GILLANDT 1985; HEUSINGER 1988; LORZ & CLAUSNITZER 1988; DETZEL 1991; LEUPOLD 1992). *Stethophyma grossum* wird als hygrophil (RÖBER 1951), stark hygrophil (HARZ 1960) und extrem hygrophil (MARCHAND 1953; LORZ & CLAUSNITZER 1988; NADIG 1990) bezeichnet. Nach OSCHMANN (1973) bevorzugt die Sumpfschrecke innerhalb der 9 Bodenfeuchtigkeitsstufen die Stufen "feuchtnaß", "naß" und "sehr naß". KALTENBACH (1963) bezeichnet *Stethophyma grossum* als hygrobiont (auf hohe Luftfeuchte angewiesen). Aus der Literatur geht nicht eindeutig hervor, ob *Stethophyma grossum* eine hohe Bodenfeuchte oder eine hohe Luftfeuchte benötigt. Laut INGRISCH (1983a, b) benötigen die Eier von *Stethophyma grossum* Kontaktwasser für ihre Entwicklung. Es ist unklar, ob auch andere Habitatfaktoren eine wichtige Rolle spielen. HESS (1988); DETZEL (1991); LEUPOLD (1992) und QUINGER ET AL. (1995) weisen beispielsweise auf die Bedeutung einer heterogenen Vegetationsstruktur hin.

Um die Habitatansprüche zu präzisieren, wurden Mikrohabitatanalysen ("Individuenanalysen"/ "Ortsanalysen") und Experimente durchgeführt (Versetzexperiment, Experiment zum Larvenschlupf und zur Larvalentwicklung, Experiment zur sozialen Attraktion).

Populationsdynamik

Es gibt nur wenige Arbeiten, die sich mit der Populationsdynamik von *Stethophyma grossum* beschäf-

tigen (z.B. RICHARDS & WALOFF 1954; LEUPOLD 1992). Es handelt sich dabei um einjährige Untersuchungen, die keine Aussagen über mehrjährige Populationsgrößenschwankungen zulassen. Um die zeitliche wie räumliche Populationsdynamik der Sumpfschrecken gleichermaßen zu ermitteln, wurde eine Dauerbeobachtungsfläche von ca. 530qm Größe im Bereich des Oberbodenabschubs der Ausgleichsfläche ausgewählt, auf der sowohl die Individuenzahl als auch die räumliche Verteilung im Laufe von 4 Jahren registriert wurden. In einem weiteren Schritt wurden die möglichen Ursachen für die beobachtete zeitliche und räumliche Populationsdynamik untersucht. Es wurden die Vegetationsstruktur und die Bodenfeuchte ermittelt sowie Mikroklimamessungen durchgeführt.

Ausbreitungsfähigkeit

Über die Ausbreitungsfähigkeit von *Stethophyma grossum* ist wenig bekannt. Die meisten Untersuchungen dokumentieren nur den Rückgang dieser Art (z.B. MARTENS & GILLANDT 1985, LEUPOLD 1992). Um Aussagen zur Kolonisierungsfähigkeit zu erhalten, wurde die Ausbreitung von *Stethophyma grossum* auf der "Ausgleichsfläche Eittinger Moos" von 1991 bis 1993 beobachtet. Flächendeckende Kartierungen sind hierzu Voraussetzung, um Angaben über Neubesiedlung oder Auslöschung von Subpopulationen machen zu können.

5. Zusammenfassung der Ergebnisse

5.1 Welche Habitatansprüche hat die Sumpfschrecke?

Aufgrund der Ergebnisse der Mikrohabitatanalysen scheint es bei den Sumpfschrecken keine Schlüsselfaktoren im Imaginalstadium zu geben. Es existiert jedoch ein limitierender Faktor während der Eientwicklung (Herbst bis Frühjahr), der das räumlich begrenzte Auftreten der Sumpfschrecken erklären kann: Die Bodenfeuchte von Herbst bis Frühjahr stellt unter mitteleuropäischen Bedingungen den Schlüsselfaktor für das Vorkommen der Sumpfschrecke dar. Die Eier benötigen Kontaktwasser, um ihre Entwicklung erfolgreich abzuschließen (INGRISCH 1983 a, b); d.h. die Eier können sich nur auf zeitweise oder dauerhaft überschwemmten Flächen entwickeln. Die Weibchen legen im Spätsommer ihre Eier an feuchten Stellen ab, da diese Bereiche mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im Herbst und Frühjahr feucht oder naß sind. Neben der hohen Bodenfeuchte sind für die Eientwicklung bestimmte Temperatursummen notwendig. Im Vergleich zu den meisten anderen mitteleuropäischen Heuschreckenarten benötigen die Sumpfschrecken jedoch keine sehr hohen Bodentemperaturen (MARZELLI 1997).

Nach dem Larvenschlupf (Mai, Juni) wirkt sich eine hohe Bodenfeuchte (stehendes Wasser) negativ auf die Populationsentwicklung der Sumpfschrecken

Tabelle 2

Vergleich der erreichten maximalen Populationsdichten auf der Dauerbeobachtungsfläche und der maximalen Größen der gesamten Sumpfschreckenpopulation pro Jahr.

(* wegen fehlender flächendeckender Kartierung 1994 keine Hochrechnung möglich).

Untersuchte Jahre	Populationsdichte (bezogen auf die Dauerbeobachtungsfläche)	Größe der gesamten Population (bezogen auf die gesamte Ausgleichsfläche „Eitinger Moos“)	Flächengröße der besiedelten Habitate (ha)
1991	80 = 0,15/m ²	750	0,5
1992	98 = 0,18/m ²	1980	1,1
1993	94 = 0,17/m ²	2890	1,7
1994	117 = 0,22/m ²	*	
Mittelwert	97,3 = 0,18/m ²	1873	
Standardabweichung	15,3 = 0,03/m ²	1074	
Variationskoeffizient	16 %	57 %	

aus. Die Larven benötigen vor allem Sonne bzw. hohe Lufttemperaturen und als Nahrung Binsen und Gräser. Unabhängig vom Zeitpunkt haben hohe Lufttemperaturen grundsätzlich einen positiven Einfluß auf die Populationsgröße (früher Larvenschlupf, beschleunigte Larvalentwicklung, hohe Populationsdichte). Die Wirkung der Niederschläge hängt dagegen vom Zeitpunkt ab. Während sich im April hohe Niederschläge günstig auf die Populationsgröße auswirken, haben sie zu einem späteren Zeitpunkt (vor allem im Juni) einen negativen Effekt auf die Größe der Sumpfschreckenpopulation. Zusammenfassend läßt sich sagen, daß Sumpfschrecken nur im Winterhalbjahr eine hohe Bodenfeuchte in Form von stehendem Wasser benötigen, im Sommerhalbjahr während der Larvalentwicklung und der Imaginalzeit sollten dagegen eher trockene Bodenbedingungen herrschen. Zeitweise überschwemmte Flächen bieten daher größere Überlebenschancen als dauerhaft oder sehr lange überflutete Standorte (MARZELLI 1997).

5.2 Wie groß ist die Sumpfschreckenpopulation im Untersuchungsgebiet und welchen jährlichen Schwankungen unterliegt sie?

Um Überlebenschancen abzuschätzen, muß die Größe der gesamten Population und deren jährliche Schwankungen bekannt sein. Eine solche Abschätzung kann nicht alleine aus den vorliegenden Daten der Dauerbeobachtungsfläche gewonnen werden, da sich die von *Stethophyma grossum* besiedelte Fläche von 1991 bis 1993 stark vergrößert hat (siehe Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten). Um die Populationsgröße für das gesamte Untersu-

chungsgebiet abzuschätzen, wurde die maximal erreichte Populationsdichte auf der Dauerbeobachtungsfläche hochgerechnet auf die von Sumpfschrecken besiedelten Bereiche. Hier kann es sich natürlich nur um eine grobe Abschätzung der Größenordnung handeln, da unbekannt ist, ob die anderen Bereiche ähnlich dicht besiedelt waren wie die Dauerbeobachtungsfläche. Die maximal erreichten Populationsdichten (Individuenzahl pro Fangtag) auf der ca. 530qm großen Dauerbeobachtungsfläche sowie die Hochrechnung auf die gesamte Population sind in Tabelle 2 dargestellt. Demzufolge hat die Populationsgröße im gesamten Untersuchungsgebiet von 1991 bis 1993 kontinuierlich zugenommen.

Es ist offensichtlich, daß bei gleicher mittlerer Populationsgröße eine Population mit stärkeren Schwankungen einem höheren Aussterberisiko ausgesetzt ist (HOVESTADT ET AL. 1991). Die Variabilität der Populationsdichte oder -größe kann als Standardabweichung vom Mittelwert der höchsten erreichten jährlichen Populationsdichte/-größe ausgedrückt werden. Wenn die Mittelwerte sehr unterschiedlich sind, ist der Variationskoeffizient zum Vergleich heranzuziehen (vgl. Tab. 2).

Je nach Habitateignung kann die Populationsdichte von Teilhabitat zu Teilhabitat unterschiedlich sein. In optimalen Habitaten ist die Populationsdichte gewöhnlich konstant. In suboptimalen Habitaten kann sie sehr starken Schwankungen unterliegen (MÜHLENBERG 1990). Trotz der sehr unterschiedlichen Wetterbedingungen bleibt, wie Tabelle 2 verdeutlicht, die maximal erreichte Populationsdichte auf der Dauerbeobachtungsfläche in den vier Untersuchungsjahren relativ konstant zwischen 80

und 117 Sumpfschrecken. Der prozentuale Anteil der Standardabweichung vom Mittelwert (Variationskoeffizient) beträgt 16%. Dies legt die Vermutung nahe, daß es sich bei der Dauerbeobachtungsfläche um ein "optimales" Sumpfschreckenhabitat handelt. Heterogen strukturierte Blaubinsenbestände mit feuchten bis nassen Bodenverhältnissen stellen offensichtlich sehr günstige Habitatbedingungen für *Stethophyma grossum* dar.

Während die Populationsdichte in den "optimalen" Habitaten mehr oder weniger konstant blieb, ist insgesamt die Population im Untersuchungsgebiet größer geworden (vgl. Tab. 2). Daher ergibt sich eine viel höhere Schwankungsbreite (Variationskoeffizient 57%) für die auf das gesamte Untersuchungsgebiet hochgerechnete Populationsgröße. Offensichtlich sind die Sumpfschrecken in den "optimalen" Habitaten mit steigender Populationsdichte in andere Habitate abgewandert (Dispersal). Wenn auch die Schwankungsbreite der gesamten Sumpfschreckenpopulation von 1991 bis 1993 größer ist als die in den "optimalen" Habitaten, so ist sie im Hinblick auf das Aussterberisiko nicht als kritisch zu beurteilen. Besonders kritisch wäre die Situation, wenn die Standardabweichungen größer als der Mittelwert sind (Variationskoeffizient größer als 100%).

5.3 Wie hoch ist die Ausbreitungsfähigkeit der Sumpfschrecken?

Wie eine Heuschreckenkartierung des Landkreises Erding aus dem Jahr 1986 ergab (VOITH 1988), befand sich schon vor Anlage der Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" eine kleine Population von *Stethophyma grossum* (17-32 Individuen) auf einem der Streuwiesenreste im nördlichen Teil der Ausgleichsfläche. Dieser Streuwiesenrest stellte mit ziemlicher Sicherheit die einzige Population von *Stethophyma grossum* im Eittinger Moos dar, von der die Besiedlung der Ausgleichsfläche ausging (Abb. 5 u. 6).

Die flächendeckenden Kartierungen von 1991 bis 1993 belegen eine allmähliche Ausweitung des besiedelten Areals. Während sich im Jahr 1991 die Sumpfschrecken auf die Uferbereiche um die beiden großen nördlich gelegenen Tümpel beschränkten (Abb. 5), wurden im Jahr darauf auch Uferbereiche des weiter südlich gelegenen Tümpels besiedelt und im Jahr 1993 schließlich die Uferbereiche des ganz im Südosten gelegenen Tümpels, der von der Ausgangspopulation im Streuwiesenrest etwa 400m entfernt liegt (vgl. Abb. 6).

Mit Ausnahme des erwähnten Streuwiesenrestes wurden bisher von *Stethophyma grossum* nur Flächen mit Oberbodenabschub besiedelt, die eine äußerst heterogen strukturierte seggen- und binsenreiche Vegetation aufweisen. Durch den Oberbodenabschub haben sich die Grundwasserflurabstände verkleinert. Bei den Abschiebearbeiten kam es zu partiellen Oberbodenverdichtungen, so daß heute das Wasser an vielen Stellen schon nach kurzen

Regenfällen stehen bleibt und nur langsam versickert. Erst nach lang anhaltenden Regenfällen steigt der Grundwasserspiegel, so daß die Abschubflächen großflächig überschemmt werden. Die Vegetation, die sich auf den Abschubflächen entwickelt hat (mit Pflanzenarten wie *Juncus inflexus*, *Juncus subnodulosus*, *Juncus articulatus*, *Potentilla anserina*, *Mentha longifolia* usw.) bestätigt diese Standortbedingungen (Bodenverdichtung, Wechselfeuchte, Störung). Die Abschubflächen stellen heute die einzigen Standorte mit hoher Bodenfeuchte dar, wie sie für die Eientwicklung von *Stethophyma grossum* von Herbst bis Frühjahr notwendig ist. So verwundert es nicht, daß genau diese Bereiche von Sumpfschrecken besiedelt wurden.

Den Sumpfschrecken ist es im Verlauf von 3 Jahren gelungen, die von ihnen besiedelte Fläche zu verdreifachen (von etwa 0,5ha auf ca. 1,7ha Fläche). Liegen die zu überwindenden Distanzen bei 300 - 400m, muß ihnen eine gute Kolonisierungsfähigkeit zugesprochen werden. Andererseits ist es den Sumpfschrecken bisher nicht gelungen, den Bereich östlich der Flughafentangente Ost (FTO) zu besiedeln, obwohl dort geeignete Habitate (ebenfalls Blaubinsenbestände auf Abschubflächen) nur 200 - 300 m entfernt liegen von besiedelten Bereichen im Westteil. Die Flughafentangente Ost (FTO) mit einem insgesamt bis zu 50m breiten Straßenkörper (Straße und Böschung), der an der höchsten Stelle in der Nähe der Autobahnbrücke etwa 8m hoch ist, stellt offensichtlich eine bisher nicht zu überbrückende Barriere dar (MARZELLI 1994).

6. Schlußfolgerungen

6.1 Welche Voraussetzungen müssen für die Etablierung einer Sumpfschreckenpopulation erfüllt sein?

Es ist zu erwarten, daß sich Sumpfschrecken in Graslandbiotopen gut entwickeln, die von Herbst bis Frühjahr zeitweise unter Wasser stehen und im Sommer eher trockene Bodenverhältnisse und keine großflächigen Überschwemmungen aufweisen. Auf der Ausgleichs- und Renaturierungsfläche "Eittinger Moos" stellen die heterogen strukturierten Blaubinsenbestände auf den Abschubflächen solche Habitate dar (MARZELLI 1994). Die geforderten Standortbedingungen können entweder durch einen hohen Grundwasserspiegel oder durch Oberbodenabschub erreicht werden. Es ist auch möglich, durch lokale Oberbodenverdichtung Standorte zu schaffen, an denen das Oberflächenwasser (Regen) längere Zeit stehen bleibt.

Die Vegetation eines Sumpfschreckenhabitates sollte zum großen Teil aus Süßgräsern, Sauergräsern oder Binsen bestehen. Heterogene Standortbedingungen bzw. heterogene Vegetationsstrukturen stellen für *Stethophyma grossum* offensichtlich sehr günstige Habitate dar. Diese Beobachtungen werden von HESS (1988); DETZEL (1991); LEU-

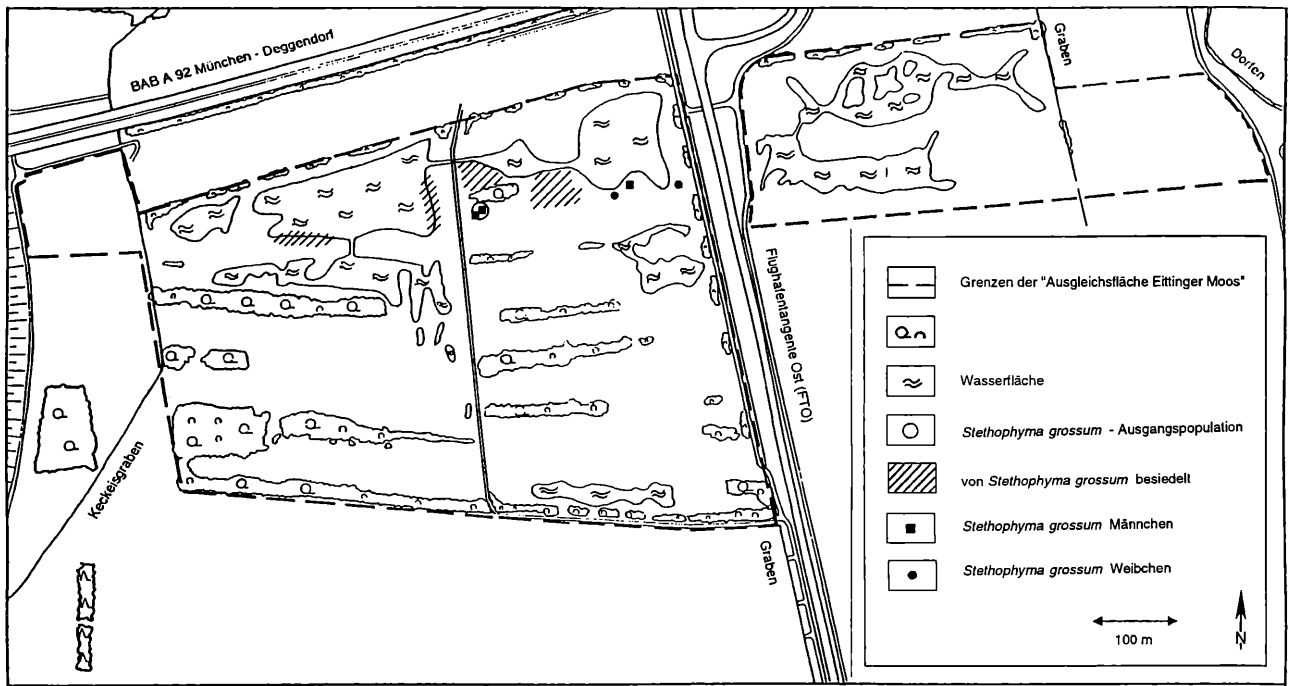


Abbildung 5

Kartierung von *Stethophyma grossum* auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" 1991.

POLD (1992); QUINGER ET AL. (1995); MALKUS ET AL. (1996) und MALKUS (1997) bestätigt. Derartige Standortbedingungen sind vor allem dann von Vorteil, wenn die Bodenfeuchte ziemlichen Schwankungen unterliegt. In Jahren mit besonders hohen Niederschlägen oder hohen Grundwasserständen haben trockene Stellen eine wichtige Funktion für das Überleben von Larven und Imagines. Andererseits spielen feuchte oder nasse Stellen unter sehr trockenen Witterungsbedingungen oder bei Grundwasserabsenkungen eine entscheidende Rolle für die Entwicklung der Eier von Herbst bis Frühjahr. Heterogene Standortbedingungen, insbesondere ein Bodenfeuchtegradient von feuchten bis nassen Verhältnissen, steigern daher die Überlebenschancen von *Stethophyma grossum*.

Neben den Standortbedingungen ist das Besiedlungspotential der Umgebung von entscheidender Bedeutung. Je näher neugeschaffene oder renaturierte Flächen an bestehenden Sumpfschreckenpopulationen liegen, umso größer sind die Chancen für eine erfolgreiche Besiedlung. Straßen scheinen durch ihre isolierende Wirkung eine Neubesiedlung zumindest mittelfristig zu verhindern.

6.2 Wie hoch sind die Überlebenschancen der Sumpfschrecken auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos"

In den Jahren 1986 bis 1990 sind durch großflächigen Oberbodenabschub und Bodenmodellierung auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" geeignete Standorte für die Etablierung bzw. Ausbreitung einer Sumpfschreckenpopulation entstanden. Das

heutige Sumpfschreckenvorkommen kann als Metapopulation bezeichnet werden. Alle bisher besiedelten Habitate stehen in einem Individuenaustausch. Falls sich die Habitatqualitäten in einer Teilpopulation verschlechtern und die Sumpfschrecken dort lokal aussterben, können diese Bereiche bei sich verbessernden Umweltbedingungen wieder besiedelt werden. In den letzten Jahren hat sich die Population sowohl mengenmäßig (Individuenzahl) als auch flächenmäßig (Flächengröße der besiedelten Habitate) vergrößert. Die Einschätzung der mittleren Populationsdichte und ihrer Standardabweichung ist in Hinblick auf die Überlebenschancen problematisch, da sie auf nur 4 Untersuchungsjahre zurückgeht. Innerhalb dieser 4 Jahre sind Schwankungen von ca. 20% um den Mittelwert nicht sehr hoch, wenn man die sehr unterschiedlichen Witterungsbedingungen in diesem Zeitraum in Betracht zieht.

Bleiben insgesamt die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet wie in den letzten 4 Jahren, halten sich also die Umweltschwankungen in gewissen Grenzen, hat die Sumpfschreckenpopulation eine hohe Überlebenschance. Da aber Umweltschwankungen im Laufe der Zeit zunehmen (PIMM & REDFERN 1988; LAWTON 1988), muß für die zukünftige Populationsentwicklung auch der Fall berücksichtigt werden, daß diese Schwankungen größer ausfallen. Es stellt sich die Frage, ob ein Habitat auch unter extremen Bedingungen die Ansprüche der Sumpfschrecken erfüllen kann. Da die Bodenfeuchte den Schlüsselfaktor für das Vorkommen von Sumpfschrecken darstellt, hängen die Überlebenschancen ganz entscheidend von diesem Faktor ab.

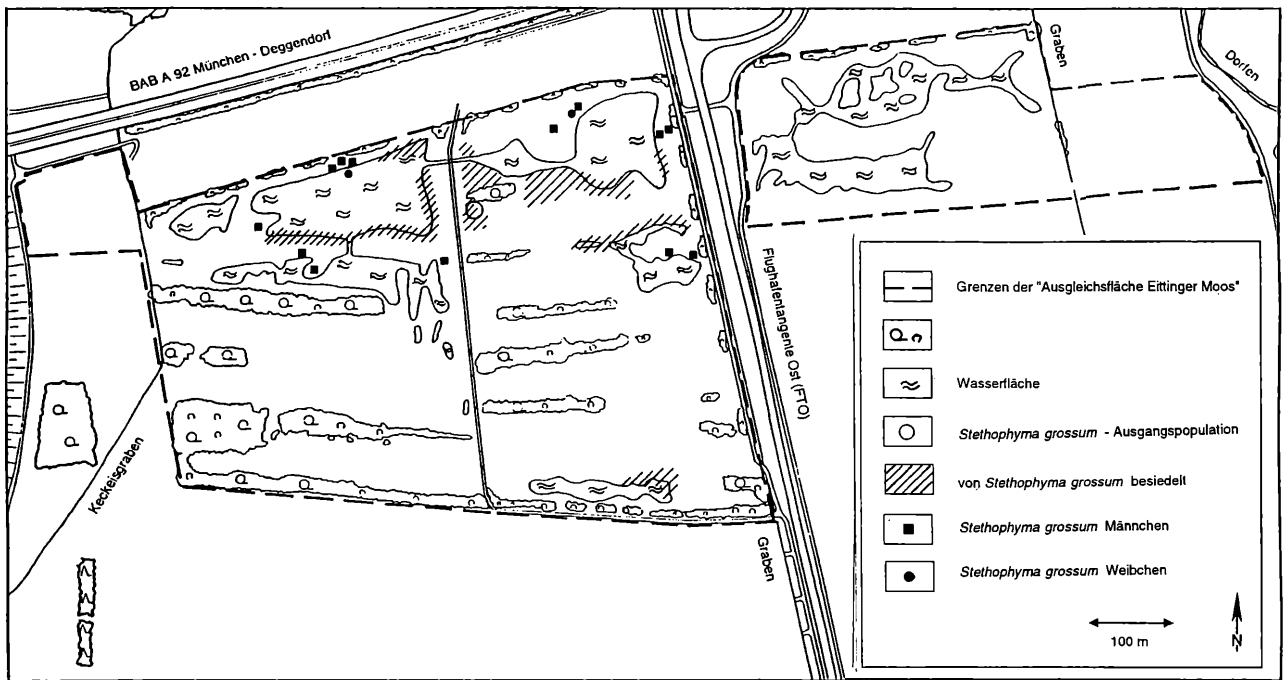


Abbildung 6

Kartierung von *Stethophyma grossum* auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" 1993.

Mit regelmäßiger Mahd (im September) und bei vorwiegend trockenen Verhältnissen (durch geringe Niederschläge oder Grundwasserabsenkung) werden die Pflanzenarten des Grünlandes in die derzeit noch feuchten Bereiche einwandern und insgesamt zunehmen, so daß langfristig artenreiche, magere Wiesen mit frischen bis trockenen Bodenfeuchteverhältnissen entstehen. Die Binsenbestände würden sich noch ziemlich lange halten können. Da die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet ohnehin schon recht tief liegen, verkleinern sich bei weiterer Grundwasserabsenkung die für *Stethophyma grossum* geeigneten Habitatflächen. Die Reproduktion der Sumpfschrecken wird sich auf die noch verbleibenden feucht-nassen Stellen auf den Abschubflächen beschränken. Solange solche Stellen mit niedrigwüchsiger Vegetation vorhanden sind, wird sich die Sumpfschreckenpopulation in geringen Populationsgrößen noch längere Zeit halten können. Nach DECLEER (1990) können Sumpfschreckenpopulationen mehrere Jahre auf ziemlich kleinen Flächen von ca. 1ha Größe überleben.

Im Fall regelmäßiger Mahd und feuchter Verhältnisse (durch relativ hohe Niederschläge oder durch Grundwasseranhebung zumindest zeitweilige Überschwemmungen) werden sich auf den Abschubflächen die Pflanzenarten durchsetzen, die auf eher gleichmäßig feuchte Standorte angewiesen sind, d.h. Zunahme der bereits vorhandenen, aber nur kümmerlich wachsenden Arten wie z.B. *Scirpus sylvaticus*. Die Röhrichtgürtel werden sich vergrößern. Da eine Vernässung in Zusammenhang mit der Entnahme von Biomasse die pflanzenverfügbaren Nährstoffe reduziert, werden sich die bisher

starkwüchsigen Fettwiesen (außerhalb der Abschubflächen) langfristig zu mageren, lückigen Feuchtwiesen entwickeln. Dies bedeutet, daß sich das Habitatangebot für *Stethophyma grossum* verbessern wird. Die Art kann bei entsprechend hohen Grundwasserständen auch außerhalb der Abschubflächen neue Habitate besiedeln. Gleichzeitig verringern sich bisher geeignete Habitate auf den Abschubflächen, da tiefergelegene Bereiche länger überflutet werden und als Habitat ausfallen. Die Sumpfschreckenpopulation wird sich daher räumlich verschieben. Insgesamt kann man annehmen, daß sich die Art eher ausbreiten wird und die Überlebenschancen dadurch steigen. Ein höherer Grundwasserspiegel wird auch Bereiche außerhalb der Ausgleichsfläche vernässen, die dann bei entsprechend extensiver Nutzung von den Sumpfschrecken besiedelt werden könnten.

Bei Unterlassung der Pflegemaßnahmen (Aufgabe der jährlichen Mahd) kann sich im Untersuchungsgebiet keine natürlich baumfreie Vegetation länger halten; d.h. die gesamte Fläche wird langsam verbuschen. Diese Verbuschung wird auf den Abschubflächen, die derzeit die günstigsten Sumpfschreckenhabitate darstellen, wegen des überall vorhandenen Weidenaufwuchses schneller voranschreiten als in den dichten Wiesenbeständen, in denen sich Baumkeimlinge nur schwer etablieren können. Hier werden artenarme Wiesenbrachen entstehen. Sowohl eine Verbuschung als auch eine Verbrachung verändern die Bodentemperaturen, welche für die Entwicklung von Bedeutung sind. Hiervon sind Heuschrecken wie *Stethophyma grossum* betroffen, die ihre Eier im Boden ablegen. Wenn die Vegetati-

on so dicht wird, daß die für die Eientwicklung notwendigen Temperatursummen nicht mehr erreicht werden, können sich die Sumpfschrecken nicht mehr fortpflanzen und sterben lokal aus. Mit zunehmender Verbuschung werden daher die Bestände von *Stethophyma grossum* abnehmen, so daß die Art nach relativ kurzer Zeit aussterben wird.

Aufgrund der Größe, der Verteilung und der Qualität geeigneter Habitats läßt sich *zusammenfassend* sagen, daß unter Beibehaltung der regelmäßigen Mahd die Sumpfschreckenpopulation auf der "Ausgleichsfläche Eittinger Moos" auch mittel- und langfristig hohe Überlebenschancen hat. Die Ausgleichsfläche besitzt daher eine hohe Wertigkeit. Ohne die Renaturierungsmaßnahmen (insbesondere den Oberbodenabschub) wäre diese gefährdete Heuschreckenart mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgestorben (MARZELLI 1995). Dies ist insofern bedeutend, als die Sumpfschreckenpopulation auf der Ausgleichsfläche das letzte Vorkommen im ganzen Erdinger Moos darstellt. Die nächsten Sumpfschreckenpopulationen liegen ca. 13km entfernt, so daß eine Wiederbesiedlung unwahrscheinlich ist. Ein lokales Aussterben dieser Population hätte letzten Endes zum regionalen Aussterben der Art geführt.

6.3 Eignet sich das Zielartenkonzept zur Erfolgskontrolle einer Ausgleichs- oder Renaturierungsfläche?

Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen werden in den letzten Jahren zunehmend Erfolgskontrollen gefordert, um einerseits den finanziellen Aufwand solcher Maßnahmen zu rechtfertigen und andererseits Fehlentwicklungen zu erkennen und somit Renaturierungsmaßnahmen zu optimieren (BLAB & VÖLKL 1994). Bei den bisher in der Naturschutzpraxis üblichen Erfolgskontrollen ergeben sich einige methodische Schwierigkeiten, vor allem im Hinblick auf die Fauna.

In vielen Fällen handelt es sich bei Erfolgskontrollen um die *einmalige qualitative Erfassung des Artenbestandes*. Dabei wird die Artenzahl oder die Anwesenheit von gefährdeten Arten (Gefährungsgrad) herangezogen, der Fläche eine bestimmte Wertigkeit beizumessen. Mit einer einmaligen Kartierung wird nur der Ist-Zustand ermittelt, der keine Aussagen über die Überlebenschancen der gefundenen Arten zuläßt. Auch zusätzlich aufgenommene quantitative Angaben wie "zahlreich" oder "spärlich" sowie Populationsgrößenschätzungen helfen nicht weiter, wenn man nicht den zeitlichen Verlauf der Populationsgröße im Jahr kennt. Je nachdem, an welcher Stelle die Population erfaßt wird, ob im optimalen oder suboptimalen Habitat, zu welcher Jahreszeit und zu welchen Wetterbedingungen, erhält man unterschiedliche Populationsgrößenschätzungen. Um den längerfristigen Wert von Renaturierungsflächen beurteilen zu können, sind daher *mehrfährige, qualitative und quantitative Erfassungen* notwendig (*Dauerbeobachtung*). Solche

Langzeitbeobachtungen von Populationen dienen zur Ermittlung der Bestandsentwicklung. Sie können jedoch nicht die Ursachen aufklären, die zur Zu- oder Abnahme der Population führen (MÜHLENBERG 1990). Eine abschließende Bewertung ist frühestens nach 10 bis 15 Jahren möglich (WEY 1994). Dauerbeobachtungen haben den Nachteil, daß sich die Kontrolle meist auf definierte Probestellen bezieht, die keine flächendeckende Aussagen liefern. Es können keine Angaben über Neubesiedlung oder Auslöschung von Subpopulationen gemacht werden.

Eine mögliche Lösung der oben erwähnten Probleme bietet das in der vorliegenden Untersuchung angewandte *Zielartenkonzept*, mit dem eine Kompensations- oder Renaturierungsfläche hinsichtlich ihrer Eignung untersucht wird, zur Zukunftssicherung gefährdeter Populationen beizutragen. Die Auswahl einer Zielart sollte sich dabei an den Renaturierungszielen orientieren. Grundlage für die Abschätzung der Überlebensfähigkeit einer Population ist die Gefährungsgradanalyse (PVA = Population Vulnerability Analysis; HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993), mit der eine kausalanalytische Betrachtung angestrebt, d.h. versucht wird, die Ursachen für Populationszunahmen oder -abnahmen aufzuklären. Die Gefährungsgradanalyse liefert wichtige Informationen zur Autökologie der Zielart, die sowohl für die Planung als auch für die Optimierung von Renaturierungsmaßnahmen bedeutsam sind, da konkrete und begründete Anforderungen an Größe, Qualität und Verteilung in Frage kommender Habitats möglich sind. Die Ansprüche der Zielarten bestimmen den Bedarf (HOVESTADT ET AL. 1991). Der Vorteil einer populationsbezogenen Bewertung besteht auch darin, daß schon nach wenigen Jahren Abschätzungen der Überlebenschancen möglich sind. Im Vergleich zur Dauerbeobachtung von ganzen Artengemeinschaften bietet die Erfolgskontrolle über Zielarten daher finanzielle Vorteile, da keine langfristige Finanzierung notwendig ist.

Mit dem Zielartenkonzept werden für die Renaturierung neue Maßstäbe gesetzt, da die durchzuführenden Maßnahmen klar formuliert werden können und wissenschaftlich begründbar sind. Zum anderen kann die Qualität der Renaturierungsmaßnahmen an der Einschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit der Zielart gemessen werden. Das Zielartenkonzept ermöglicht daher eine eindeutige Erfolgskontrolle.

Ein Nachteil des Zielartenkonzeptes ist die Tatsache, daß Aussagen nur über die betreffende Zielart möglich sind und nicht über ganze Artengemeinschaften. Es ist daher nur die Frage beantwortbar, wie geeignet oder wertvoll die Renaturierungsfläche für die betrachtete Zielart ist, nicht dagegen, wie wertvoll sie für andere Tierarten ist. Eine Schwierigkeit besteht auch in der Auswahl der Zielarten. Ihre Benennung ist ein Entscheidungsprozeß, der die Entscheidung für und gegen Arten enthält (RECK

1993). Naturschutz kann nicht überall alle Ziele gleichrangig verfolgen. Bezogen auf Einzelobjekte bis hin zu kleineren Landschaftsausschnitten ist deshalb eine flächendeckende Prioritätensetzung notwendig (REICH 1994). Das Zielartenkonzept zwingt zu einer solchen Prioritätensetzung. Unge-
naue Renaturierungsziele, wie z.B. die "Schaffung eines Niedermoorstandortes", bieten nicht etwa einen umfassenderen Naturschutz, sondern umgehen lediglich die Auseinandersetzung mit u.U. konkurrierenden Naturschutzziele.

Die häufig geübte Kritik am Zielartenkonzept bezieht sich auf die Befürchtung, einen "überzogenen" Artenschutz zu betreiben. Man kann jedoch davon ausgehen, daß auch andere Arten von den Schutzmaßnahmen für Zielarten profitieren (MÜHLENBERG 1993). Weiterhin ist darauf hinzuweisen, daß auch mehrere Zielarten für ein Gebiet ausgewählt werden können ("Zielartensysteme" nach RECK 1993). Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet den Schutz einer ganzen Lebensgemeinschaft (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1993). Die Sicherung von Zielarten läuft daher dem Biotopschutz nicht entgegen. Da der Grundgedanke des Zielartenkonzeptes die nachhaltige Bestandssicherung ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten in ausreichend großen Populationen ist, schließt es den in jüngster Zeit geforderten "Prozessschutz" (PICKET ET AL. 1992) mit ein.

Literatur

AUTOBAHNDIREKTION SÜDBAYERN (1990):
Entwicklungs- und Pflegeplan für die Ausgleichsfläche "Eittinger Moos".- München, unveröff. Gutachten.

BAY LFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1984):
Biotopkartierung Bayern 1: 5000, Landkreis Erding.- München.

BAY STMLU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1989):
Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern, Landkreis Eding.- München.

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

BLAB, J. & W. VÖLKL (1994):
Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz.- Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 291-300.

BLAB, J.; E. NOWAK; W. TRAUTMANN & H. SUKOPP (1984):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen der BRD. Kilda-Verlag, Greven.

DECLER, K. (1990):
Voorkomen, ekologie en beheer van de moerassprinkhaan

(*Mecostethus grossus*) in Belgie.- Levende natuur 91 (3): 75-81.

DETZEL, P. (1991):
Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera).- Dissertation, Eigenverlag. Ravensburg.

GILPIN, M.E. & M.E. SOULÉ (1986):
Minimum Viable Populations: Processes of Species Extinction.- In: SOULÉ, M.E. (Hrsg.): Conservation Biology, Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts: 19-34.

HARZ, K. (1960):
Geradflügler oder Orthopteren.- In: DAHL, F.: Tierwelt Deutschlands.

HESS, R. (1988):
Erfassung der Heuschrecken im Grenzbereich zwischen Biotop-Flächen und extensivierten landwirtschaftlichen Flächen des Schweinfurter Beckens.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierung von Unterfranken, Höhere Naturschutzbehörde.

HEUSINGER, G. (1988):
Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes - Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg Gunzenhausen.- Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, H. 83: 7-31.

HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991):
Flächenbedarf von Tierpopulationen.- Berichte zur ökologischen Forschung, Bd. 1, Forschungszentrum Jülich.

INGRISCH, S. (1983a):
Zum Einfluß der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae).- Zool. Anz. Jena 210, 5/6: 357-368.

— (1983b):
Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae).- Deutsche Entomologische Zeitschrift 30: 1-15.

KALTENBACH, A. (1963):
Milieufeuchtigkeit, Standortsbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs.- Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 172: 97-119.

KAULE, G. (1991):
Arten- und Biotopschutz.- Ulmer, Stuttgart.

KRIEGBAUM, H. (1992):
Rote Liste gefährdeter Springschrecken (Saltatoria) und Schaben (Blattodea) Bayerns.- Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, H. 111: 83-86.

LAWTON, J. H. (1988):
More time means more variation.- Nature 334: 563.

LEUPOLD, P. (1992):
Die Sumpfschrecke, *Mecostethus grossus* (L.) 1758, im

- Raum Erlangen-Höchststadt/Aisch, Mittelfranken, Verbreitung, Populationsökologie, Schutz.- Diplomarbeit, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- LORZ, P. & H.-J. CLAUSNITZER (1988):
Verbreitung und Ökologie von Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus* L.) und Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus* Charp.) im Landkreis Celle.- Beitr. Naturk. Niedersachsens, 41: 91-98.
- MALKUS, J.; M. REICH & H. PLACHTER (1996):
Ausbreitungsdynamik und Habitatwahl von *Stethophyma grossum* (L., 1758) (Orthoptera, Acrididae).- Verh. d. Ges. f. Ökologie 26: 253 - 258.
- MALKUS, J. (1997):
Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd.- Articulata 12 (1): 1 - 18.
- MARCHAND, H. (1953):
Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen.- Beiträge zur Entomologie, Bd. 3, Nr. 1/2: 116-162.
- MARTENS, J. & L. GILLANDT (1985):
Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg.- Schriftenreihe der Umweltbehörde Hamburg, H. 10.
- MARZELLI, M. (1994):
Ausbreitung von *Mecostethus grossus* auf einer Ausgleichs- und Renaturierungsfläche.- Articulata 9(1): 25 - 32.
- (1995):
Habitatansprüche, Populationsdynamik und Ausbreitungsfähigkeit der Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*) auf einer Renaturierungsfläche.- Dissertation an der Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- (1997):
Untersuchungen zu den Habitatansprüchen der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und ihre Bedeutung für das Habitatmanagement.- Articulata 12 (2): 107 - 121.
- MÜHLENBERG, M. (1990):
Langzeitbeobachtung für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren.- Ber. ANL 14: 79-100.
- MÜHLENBERG, M. (1993):
Freilandökologie.- Quelle & Meyer Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1993):
Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- In: HENLE, K & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 142-157.
- NADIG, A. (1990):
Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria).- Ber. Bot.-Zool. Ges. Lichtenstein-Sargans-Werdenberg, 18: 257-278.
- OSCHMANN, M. (1973):
Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren.- Faunistische Abhandlungen, Staatl. Museum für Tierkunde in Dresden, Bd. 4, Nr. 2: 177-206.
- PICKET, S.T.A.; V.T. PARKER & P.L. FIEDLER (1992):
The new paradigm in ecology Implications for conservation biology above the species level.- In: FIEDLER, P.L. & S.K. Jain (Hrsg.): Conservation biology, Chapman and Hall, New York/London: 65-88.
- PIMM, S. & A. REDFEARN (1988):
The variability of population densities.- Nature 334: 613-614.
- QUINGER, B.; U. SCHWAB; A. RINGLER; M. BRÄU; R. STROHWASSER & J. WEBER (1995):
Lebensraumtyp Streuwiesen.- Landschaftspflegekonzept Bayern. Band II.9. (Alpeninstitut GmbH Bremen). Hrsg.: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (StMLU) und BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL).
- RECK, H. (1993):
Spezieller Artenschutz und Biotopschutz - Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen.- Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 159-178.
- REICH, M. (1994):
Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten - Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes?.- Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 103-111.
- RICHARDS, O.W. & P.D. WALOFF (1954):
Studies on the biology and population dynamics of British grasshoppers.- Anti-Locust Bulletin 17: 1-182.
- RÖBER, H. (1951):
Die Dermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung.- Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen, 14. Jg., H. 1: 3-60.
- SLIVA, J.; M. MARZELLI & J. PFADENHAUER (1998):
Renaturierung von landwirtschaftlich genutzten Niedermooren und abgetorfte Hochmooren.- Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, i. Druck.
- VOITH, J. (1988):
Kursorische Bestandserhebung von Heuschrecken im Landkreis Erding.- Schriftenreihe Bayer. LfU, H. 83: 37-41.
- WEY, (1994):
Effizienzkontrollen bei Naturschutzgroßprojekten des Bundes.- Schriftenr. Landschaftspflege und Naturschutz 40: 187-197.
- ZACHER, F. (1917):
Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung.- Gustav Fischer, Jena.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Monika Marzelli
Obermeyer Planen + Beraten
Hansastr. 40
D-80686 München
e-mail: Monika.Marzelli@mtr.opb.de

Bedeutung von Leitarten bei der praktischen Umsetzung des Naturschutzes und der Öffentlichkeitsarbeit

- am Beispiel des Schwäbischen Donaumooses

Ulrich MÄCK

1. Einleitung

Zielarten, Leitarten und Indikatorarten spielen, wie heute überall in der aktuellen Naturschutzarbeit, auch im Schwäbischen Donaumoos eine zunehmend größere Rolle, und das nicht nur in der Öffentlichkeitsarbeit. So werden auch beim Biomonitoring, also zur Erfolgskontrolle, Charakterarten und Zielarten herangezogen. Auch bei der Konzeption anstehender Projekte sind Ziel- und Leitarten wichtige Hilfsmittel (vgl. FLINSPACH ET AL. 1997). Bei der stark öffentlichkeitswirksam geprägten und streng angewandt orientierten Naturschutzarbeit fällt die Einteilung der Begriffe Charakterart, Zeiger- bzw. Leitart und Zielart im Sinne von ZEHLIUS-ECKERT (vgl. den Beitrag in diesem Band) schwer. Anhand verschiedener Beispiele aus dem Schwäbischen Donaumoos soll aufgrund der Anforderungen der Öffentlichkeitsarbeit und der Erfolgskontrolle im Vergleich aufgezeigt werden, daß eine Charakterart eines Lebensraumes nicht unbedingt als Leitart für die Öffentlichkeitsarbeit geeignet ist oder auch, daß nicht jede Zielart öffentlichkeitswirksam ist, manchmal hingegen weniger gute Charakterarten besonders dienlich sind, um für Maßnahmen zu werben.

2. Gebietsmorphologie und anthropogene Eingriffe in den Lebensraum

Das Schwäbische Donaumoos liegt bei Günzburg im Regierungsbezirk Augsburg (vgl. Abb. 2). Das namensgebende flußbegleitende Niedermoor umfaßt etwa 4.000ha mit heutigen Moormächtigkeiten von bis zu 3m (SCHUCH 1995). Der größere bayrische Teil liegt innerhalb des Arbeitsgebietes der "Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V." (ARGE Donaumoos), weitere Gebiete im angrenzenden Baden-Württemberg.

Die Donau mit dem ihr zufließenden Grundwasser und ihren Seitenflüssen war in geologischer Zeit der prägende Faktor für das ganze Gebiet: Sie mäandrierte als Wildfluß im Gesamtbereich zwischen der Kante der Schwäbischen Alb im Norden und den Iller-Lech-Schotterplatten im Süden und schuf so mit ihren Ablagerungen von Flußkies und Auelehm die Voraussetzungen zur Bildung des Niedermooses (SCHUCH 1995; vgl. Abb. 1). Weil die Donau sich mit ihrem Auwaldgürtel an den Südrand der Niede-

rung zurückzog, drängten die von der Schwäbischen Alb abfließenden und der Donau zufließenden Grundwässer durch sog. "Fenster" in der Lehmschicht an die Oberfläche und verursachten letztendlich beginnend an der nördlichen Terrassenkante die Moorbildung (SCHLOZ 1979; SCHUCH 1995). Wie bei jedem großen, erst spät gebändigten Strom Mitteleuropas haben sich auch an der Donau noch naturnahe Auwaldreste erhalten (BAUMHAUER 1995), denen allerdings wegen der Flußbegradigung und Stauhaltung zur Stromgewinnung heute die typische, bestandsprägende Dynamik fehlt (KÖHLER 1995).

Der heutige naturschutzfachliche Wert des Schwäbischen Donaumooses liegt somit vor allem in seinen naturnahen Niedermoorbereichen mit großen Streuwiesen als kulturhistorischen Relikten und dem flußbegleitenden Auwaldband mit Brennen und Hangleiten-Wäldern (EHRHARDT 1995b).

Der Wandel der Donau-Landschaft zwischen 1830 und heute wirkte sich besonders einschneidend auf die angestammten Lebensgemeinschaften dieses Raumes aus (vgl. auch Abb. 3):

- Die früher mäandrierende Donau ist heute eine Kette von Stauseen;
- sie besitzt einen verkürzten, begradigten Flußlauf, der hydrologisch weitgehend durch entsprechende Uferverbauungen vom Umland abgeschnitten ist - nur noch 50jährliche Hochwässer erreichen den Auebereich;
- die z.T. intensive Forstwirtschaft und der Kiesabbau im Auwald beschleunigen den Verlust an naturnahen Standorten;
- eine Neuschaffung von Brennen, d.h. kiesigen Trockenstandorten im Auwald, kann wegen des Dynamikverlustes nicht mehr erfolgen, was den Standortverlust einer Vielzahl äußerst seltener und spezialisierter Tier- und Pflanzenarten zur Folge hat (z.B. von Stromtalpflanzen; BRIECHLE-MÄCK & MUHLE 1995);
- die Lebensgemeinschaft Niedermoor leidet unter starkem Wassermangel, heute vor allem bedingt durch Trinkwassergewinnung und beschleunigtem Oberflächen- und Grundwasserabfluß durch Entwässerungsgräben und Kiesabbau, sowie Substratverlust und Eutrophierung.

Neben den indirekten Folgen für das Grundwasserregime durch die Begradigung und Eindeichung der

Schematischer Schnitt des geologischen Aufbaus des Schwäbischen Donaumooses

(verändert aus Mäck & Ehrhardt 1995 nach Flinspach & Mehlhorn 1982)

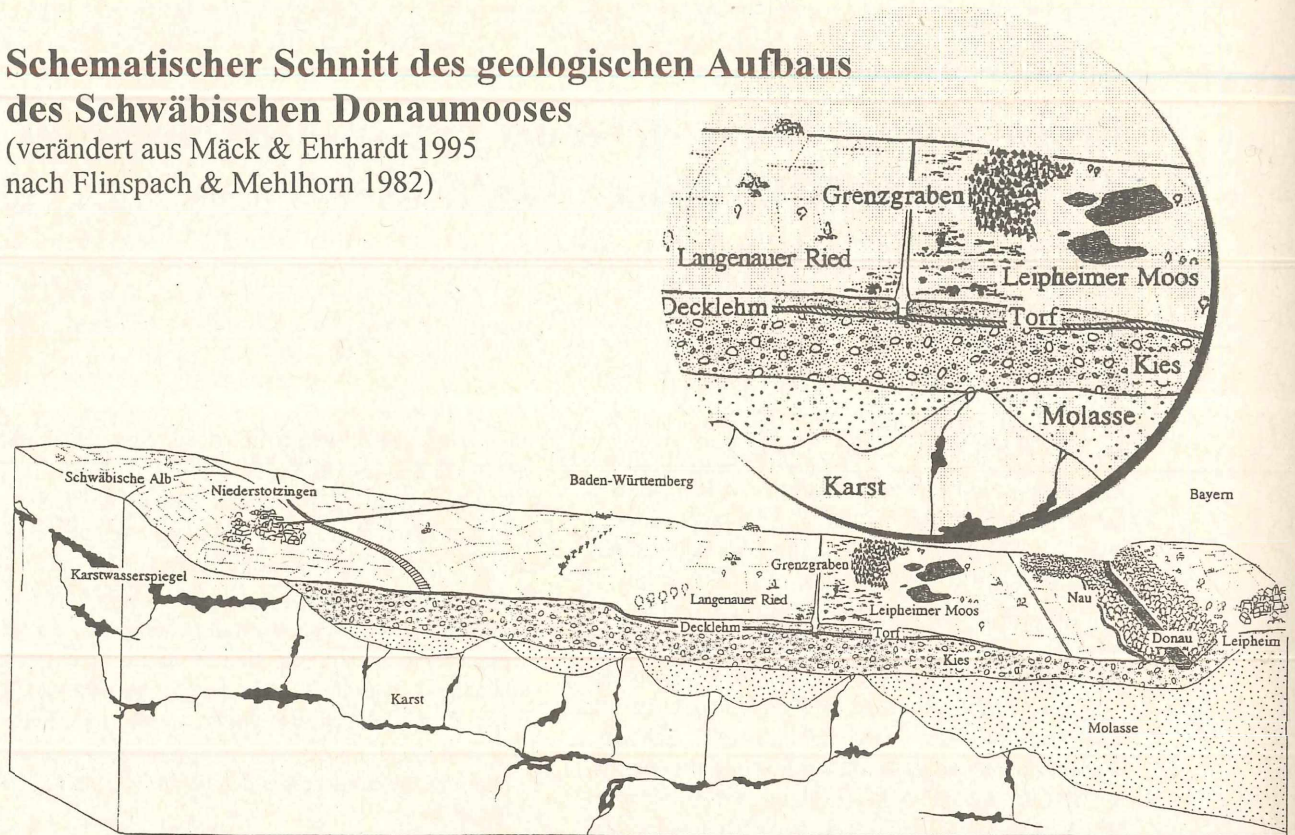


Abbildung 1

Geologischer Schnitt des Schwäbischen Donaumooses (verändert nach FLINSPACH & MEHLHORN 1982).

Donau gibt es für das Niedermoor weitere, direktere Eingriffskomplexe.

Ein wichtiger Faktor ist die Trinkwassergewinnung im württembergischen Gebietsteil (FLINSPACH ET AL. 1997). Hier werden dem Donaumoos aus dem unmittelbar unter dem Torf liegenden Kies-Grundwasserstockwerk jährlich ca. 40 Mio. cbm Grundwasser zur Trinkwasserversorgung des Großraums Stuttgart entnommen (vgl. Abb. 1). Im Zuge der trockeneren Verhältnisse konnte die Landwirtschaft dann weiter ins Moor vorstoßen und mit dem Bau großer Entwässerungsgräben die Ackernutzung weit in die noch vor 50 Jahren als Schafweide genutzten Mooregebiete vorschieben (HÖLZINGER 1987; SCHUCH 1995). Zum Teil noch in den 1960er Jahren wurden die Hauptgräben durch die Decklehme bis in die Kiesschicht hinein eingetieft, was das Wasserdefizit deutlich erhöhte (HÖLZINGER & MICKLEY 1974; SCHUCH 1995).

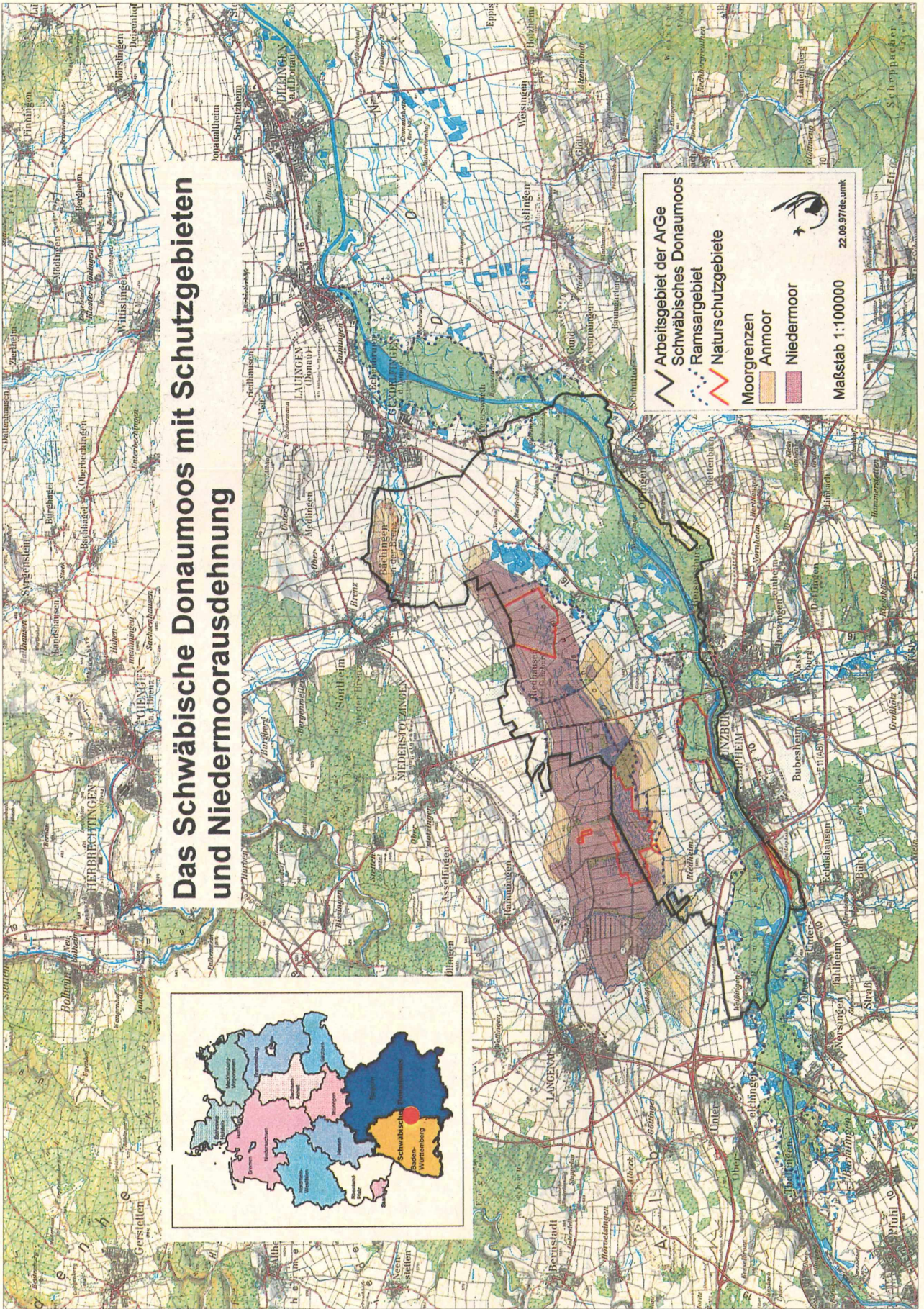
Zusätzlich entwässernd wirkten die großen Kiesabbau-Areale, die im Auwald und im Niedermoor errichtet wurden (vgl. HÖLZINGER & MICKLEY 1974). Das Bild des Donaumooses wandelte sich außerhalb der Schutzgebiete weitflächig von Schafweiden zu intensiven Ackerkulturen.

Die Folgeprobleme, auch auf der landwirtschaftlichen Flur, Moorsackung, Mineralisierung, Trockenrisse und Sommertrockenheit traten zwar seit Jahr-

zehnten auf (HARTELET AL. 1952), wurden jedoch als Handlungsanweisung weitgehend mißachtet. Erst in Zusammenhang mit erkennbaren Änderungen in der Bodenstruktur und dem vermehrten Auftreten von Kies in den oberen Bodenschichten stieg in jüngster Zeit die Sensibilität (SCHUCH 1995). Die Ausweisung der Kerngebiete als Naturschutzgebiete löste die Probleme des Niedermoorkörpers nicht (EHRHARDT 1995a); diese Gebiete dienen aber jetzt als Keimzellen zur Initiierung der angestrebten Entwicklungen. Gerade die Anerkennung des Donaulaufes mit den Auwäldern und den Niedermooren als internationales Feuchtgebiet gemäß der Ramsar-Konvention stellt in jüngster Zeit immer wieder eine wichtige Stütze bei Maßnahmenumsetzungen dar (vgl. Abb. 2).

3. Aufgaben der "Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V."

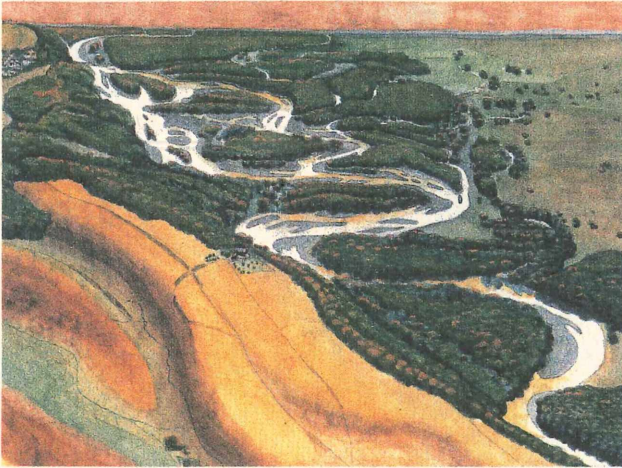
Im Jahr 1990 wurde auf Initiative des amtierenden Vorstandsvorsitzenden, Herrn Bezirkstagspräsident Dr. Georg Sinnacher, der Landschaftspflegeverband "Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V." (ARGE Donaumoos) gegründet (MÄCK 1995a). Vorausgegangen waren 2 Landtagsbeschlüsse zur Sanierung des Schwäbischen Donaumooses. Die Arbeiten zur "Erhaltung und Entwick-



Das Schwäbische Donaumoos mit Schutzgebieten und Niedermoorausdehnung

Abbildung 2
 Der Niedermoorgürtel im Schwäbischen Donaumoos mit Schutzgebieten.

Der Wandel der Landschaft an der Donau



ca. 1830

(nach dem Topografischen Atlas des Königreichs Bayern im Maßstab 1:50.000)



(nach der Topografischen Karte von Bayern im Maßstab 1:50.000 des Bayerischen Landesvermessungsamtes)

heute

perspektivische Umsetzung und Aquarelle: Weland Köhler.

Abbildung 3

Darstellung der Flußgeschichte des Donauabschnittes Reisenburg - Offingen anhand von zwei Kartenwerken im zeitlichen Abstand von rd. 100 Jahren (aus KÖHLER 1995).

lung einer offenen, ökologisch intakten Ried- und Flußlandschaft mit naturschutzverträglicher Landbewirtschaftung" wie das heutige Leitbild lautet (Abb. 5), gründen vorerst auf einem gesunden Finanz-Polster. Gemäß einem Staatsvertrag zwischen Bayern und Baden-Württemberg erhielt der Bayerische Naturschutzfonds 20 Mio. DM für Maßnahmen zur "Verbesserung des Wasser- und Naturhaushaltes im Schwäbischen Donaumoos".

Diese Gelder werden für die wirklich großflächige Sanierung des gesamten Gebietes dringend benötigt. Die grundlegenden Maßnahmen, die hier gefordert sind, lassen sich nicht innerhalb von Naturschutzgebieten realisieren, sondern betreffen weit darüberhinaus die intensiv genutzte Fläche in einem Ausmaß von mehreren Tausend Hektar (MÄCK 1995a). Dies bedeutet, daß hier zum einen viel Geduld und Durchhaltevermögen benötigt wird, zum anderen aber auch eine gute Öffentlichkeitsarbeit den langen Weg begleiten und bereiten muß.

Die ARGE Donaumoos arbeitet seit der Gründung daran, die Gefährdungspotentiale Entwässerung (Trinkwassergewinnung, Kiesabbau, Entwässerungsgräben), Stoffanreicherung (Mineralisierung des Torfs etc.), Isolation der Schutzgebiete und Störungen (v.a. durch intensive Freizeitnutzung an Kiesseen) zu minimieren und in Folge der Maßnahmen eine an die naturschutzfachlichen Anforderungen angepaßte Landnutzung zu installieren. Wichtige Schrit-

te auf dem Weg zum langfristigen Ziel, der Schaffung vitaler Niedermoor- und Auwaldkomplexe sowie großräumiger Biotopverbundsysteme und der Installierung einer naturschutzverträglichen Landnutzung, sind ein umfangreiches Biotop- und Landnutzungsmanagement, kleinräumige Optimierungen des Wasserhaushaltes, sowie die Schaffung von Entflechtungskonzepten zur Lenkung der Freizeit- und Erholungsnutzung (MÄCK 1995b).

Das Arbeitsgebiet wurde dazu in verschiedene Teilräume gegliedert, in denen die Maßnahmenschwerpunkte liegen, um dann von dort auf das Gesamtgebiet auszustrahlen (Abb. 4).

4. Funktion und Bewertung von Ziel- und Charakterarten in der Öffentlichkeitsarbeit und in der Erfolgskontrolle

Ganz allgemein ist bei der Umsetzung naturschutzfachlicher Ziele wichtig, sich vor Augen zu halten, daß viele "Normalbürger" und Landnutzer ganz andere Ziele und Ansprüche an den umgebenden Lebensraum haben als ein Naturschützer.

Für die Landwirtschaft ist ein natürlicherweise nasses Niedermoor ein äußerst unwirtlicher Lebensraum, für dessen Urbarmachung, die zeitweise ja sogar gesetzlich gefordert war, viele Generationen ihre gesamte Arbeitskraft eingesetzt haben (vgl. SCHUCH 1994, 1995). Ähnlich verhält es sich mit

Entwicklungskonzept Schwäbisches Donaumoos

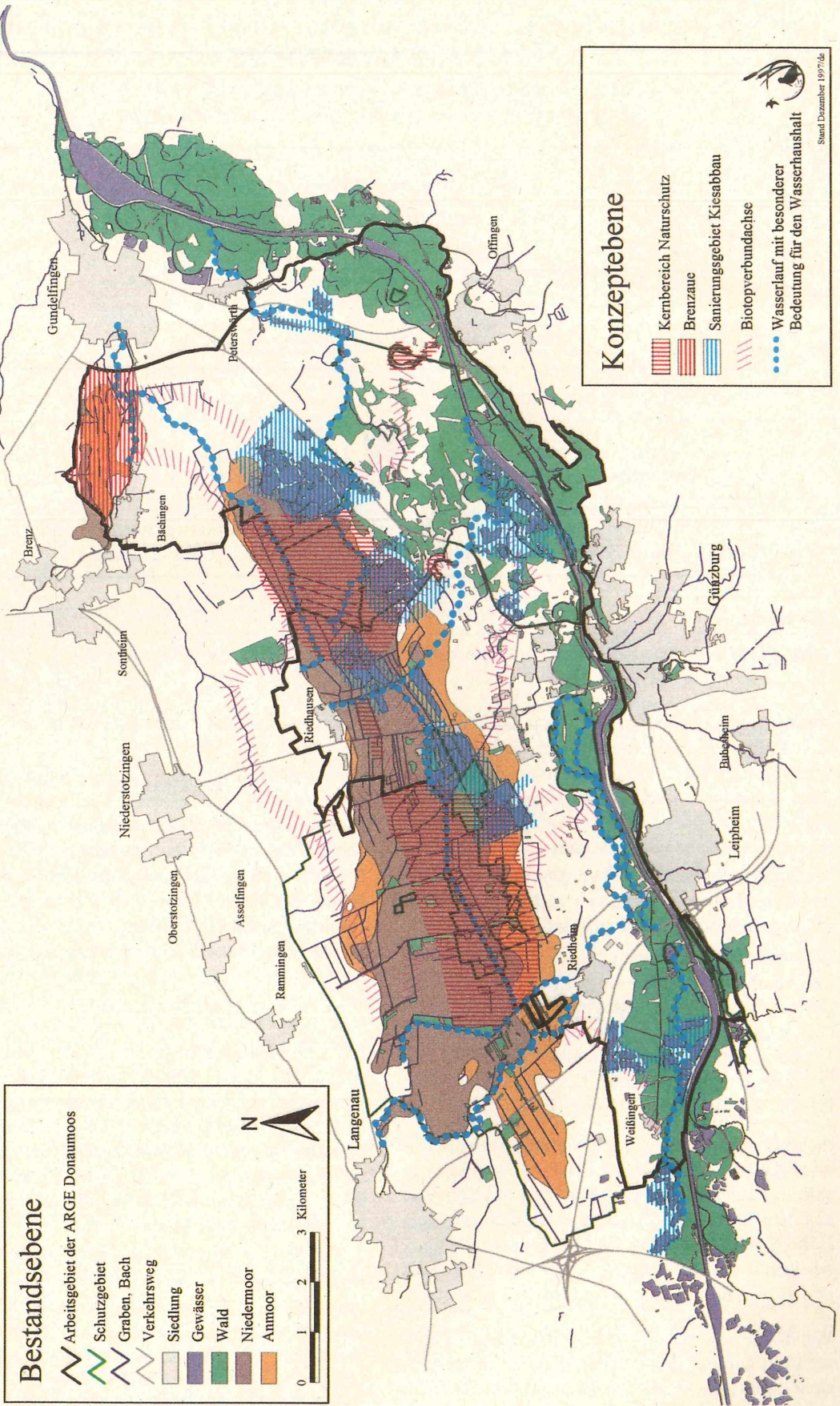


Abbildung 4

Räumliche Arbeitsschwerpunkte im Schwäbischen Donaumoos (verändert nach MÄCK 1995a).

Leitbild der Landschaftsentwicklung im Schwäbischen Donaumoos:

Erhaltung und Entwicklung einer
offenen, ökologisch intakten Ried- und Flußlandschaft
mit naturschutzverträglicher Landbewirtschaftung

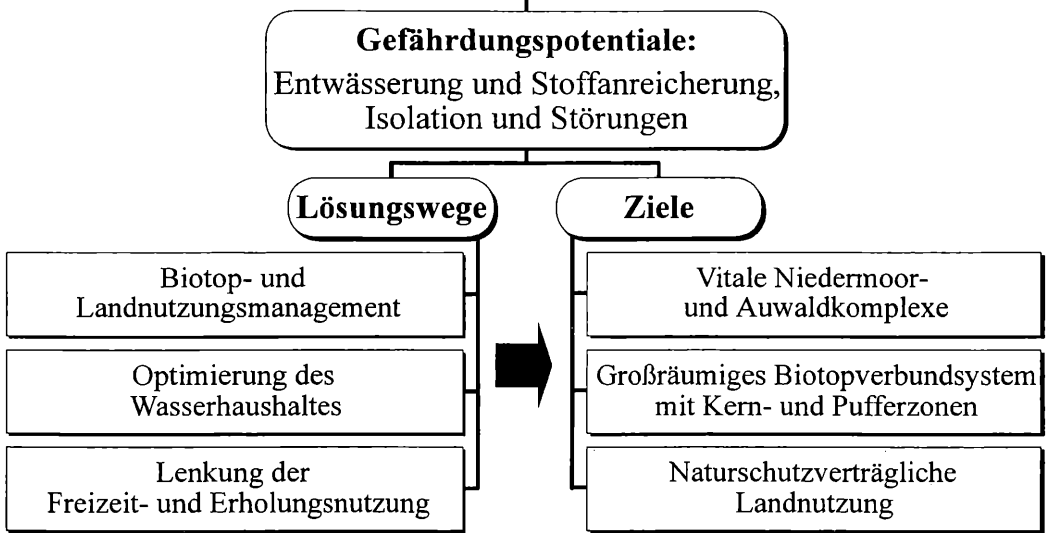


Abbildung 5

Leitbild der Landschaftsentwicklung und Ziele und Maßnahmen der ARGE Donaumoos (aus MÄCK 1998b).

den Auwaldbereichen - früher war jedes Jahr mehrfach Leib und Leben durch Hochwässer bedroht, während heute der Fluß nicht nur beschaulich und träge dahinfließt (weil aufgestaut), sondern dem Menschen durch die Lieferung von "sauberer" elektrischer Energie sogar noch nützt.

Was zählen dagegen unzählige verschwundene Tier- und Pflanzenarten, die zudem vielen heutigen Menschen gar nicht mehr bekannt sind?

Eine erfolgreiche Öffentlichkeitsarbeit muß es daher schaffen, ein gemeinsames Ziel zu formulieren. Hierbei können Ziel- und Charakterarten hilfreich sein, weil die meisten Menschen grundsätzlich tierfreundlich sind oder auch Pflanzenschönheiten achten. Dieser "Emotionalität" des Naturempfindens kommt hier eine Schlüsselrolle zu.

Es gibt natürlich bei vielen Artengruppen gute und wichtige Leitarten (WALTER ET AL. 1998), doch soll im folgenden eine Beschränkung auf Beispiele aus dem Tierreich, vor allem auf Vögel, erfolgen. Höhere Wirbeltiere, und hier besonders die Vögel, besitzen in der Bevölkerung die größte Attraktivität und mittlerweile auch gute "politische" Akzeptanz.

Wenn eine Leitart öffentlichkeitswirksam eingesetzt werden soll - d.h. sie muß auch Gefühle ansprechen -, sollte sie vor allem bekannt und attraktiv sein sowie ein positives Image besitzen. Daneben muß sie, insbesondere in Zusammenhang mit der notwendigen Erfolgskontrolle, den Lebensraum oder die geplante Maßnahme "verkörpern" (als Charakterart) und auf die Maßnahmen rasch und erkennbar

- mit einer Populationszu- oder -abnahme - reagieren (als Zielart; vgl. auch Abb. 6).

Gerade die ersten beiden Aspekte betreffen oft andere Arten als die letzten beiden, wobei es nur wenige Arten gibt, die alle Kriterien erfüllen. Diese Diskrepanz und die Überlegungen zum Nutzen der Leitarten und zur Schwierigkeit ihrer Anwendung sollen nun anhand der beiden großen, naturnahen Habitatkomplexe in unserem Gebiet, des Auwalds und des Niedermoores, genauer dargestellt werden.

4.1 Leitarten des Auwaldes

Ein natürlicher Auwald lebt von den regelmäßig, wenigstens einmal jährlich auftretenden Überflutungen bei Hochwasser. Er braucht Flußdynamik und Geschiebeverlagerungen zum Aufbau seiner unterschiedlichen Strukturelemente, die sich wiederum u.a. durch unterschiedliche Bodenfeuchtegrade auszeichnen (BRIECHLE-MÄCK & MÜHLE 1995; KÖHLER 1995).

Als Leit- und Charakterarten könnten in unseren Breiten gelten: Flußseeschwalbe, Flußregenpfeifer, Flußuferläufer, Uferschwalbe, Kranich, Schwarz- und auch Weißstorch (letzterer vor allem in den Aue-Vorländern), Spechte oder auch Fischotter und Biber.

Wenn also die Qualität des Auwaldes, d.h. sein Natürlichkeitsgrad als Maßnahme gesteigert werden soll und dies anhand von Zielarten zum einen dokumentiert und zum anderen öffentlichkeitswirksam dargestellt werden soll, könnte mit dem Auftreten und der Populationsentwicklung bestimmter

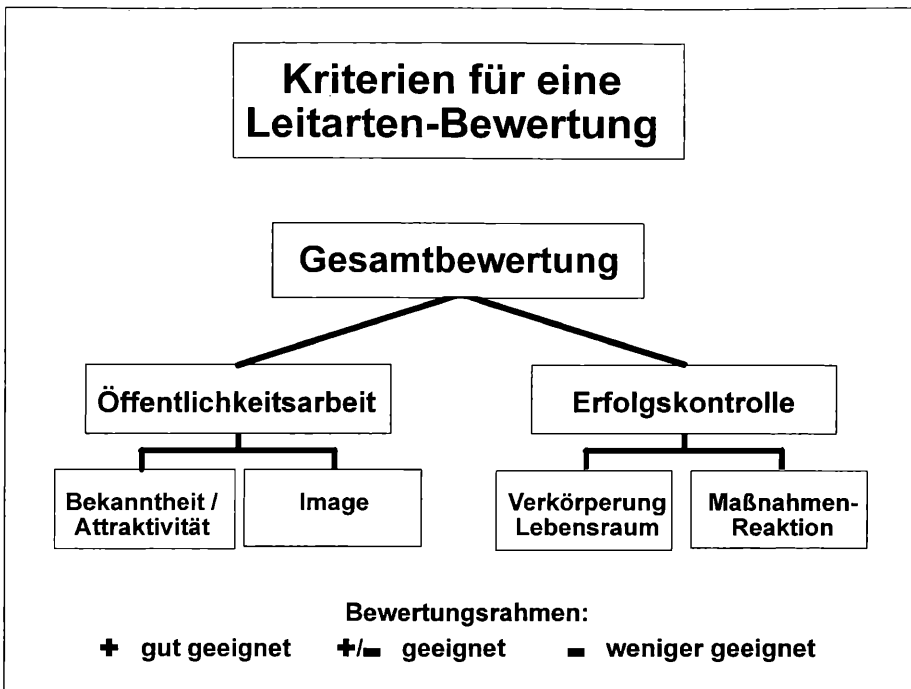


Abbildung 6

Kriterien für eine Leitartenbewertung für Öffentlichkeitsarbeit und Erfolgskontrolle.

Tiere argumentiert werden. Jede genannte Art birgt hierbei jedoch ihre unterschiedlichen Vor- und Nachteile.

4.1.1 Leitart Flußregenpfeifer

Der ursprüngliche Lebensraum des Flußregenpfeifers, die großen offenen Kiesflächen, fehlt wegen des Ausbauzustandes des Flusses. Er kann auch durch gezielte, künstliche Ausleitungen des Flusses in den Auwald nicht geschaffen werden, weil deren Dynamik i.d.R. nicht ausreicht, um bestehende Auwaldflächen in Offenbereiche umzuwandeln. Auch wenn dies in Einzelfällen in kleineren Umfang geschehen sollte, bleibt das Geschiebe des Flusses i.d.R. im Staubecken zurück, so daß auch dann keine Kiesbänke entstehen würden.

Flußregenpfeifer können jedoch durch Schaffung von Sekundärbiotopen begünstigt werden z.B. über entsprechende Nachfolgenutzung von Kiesabbaustellen, die jedoch ihrerseits zuvor Auwaldfläche unwiederbringlich zerstören. Darüberhinaus sind Kiesseen aus Sicht der Wasserwirtschaft häufig ein Hemmnis bei der Planung von Flußausleitungen, weil hier Flußwasser das Grundwasser verunreinigen könnte.

Der Flußregenpfeifer ist also zwar eine sehr wichtige Charakterart des Lebensraums, doch als Leit- und Zielart zum Erfolgsnachweis der Maßnahmen trotz seiner guten Eignung in der Öffentlichkeitsarbeit nur bedingt einsetzbar, vor allem weil eine eventuell positive Populationsentwicklung nicht unbedingt eine "naturnahe" Weiterentwicklung des Lebensraumes anzeigt - im Extremfall sogar wie gezeigt das Gegenteil (vgl. Abb. 7a).

Das oben Gesagte gilt in gleicher Weise auch für die elegante Flußseeschwalbe, die mit ihren Verhaltensritualen (Hochzeitsgeschenk etc.) ebenfalls eine attraktive Leitart darstellen könnte.

4.1.2 Leitart Kranich

Der Kranich ist auf naturnahe Au- bzw. Sumpf- und Bruchwälder als Brutplatz angewiesen. Er besitzt als scheuer Vogel, dessen Auftreten immer eine gewisse Naturnähe des Lebensraums suggeriert, nicht nur in der Fachwelt eine sehr hohe Attraktivität; diese erhält er zunehmend auch in der breiten Öffentlichkeit, wie sich durch das verstärkte Auftreten durchziehender Kraniche in den letzten Jahren zeigte (MÄCK 1995c). Da der Lebensraum-Anspruch dieser Art extrem hoch ist, dürfte es jedoch äußerst unwahrscheinlich sein, daß wir mit einer baldigen "Populationsreaktion" eine Maßnahme in unseren Auwäldern in ihrer Wirkung bestätigt finden werden. Schlicht und einfach deshalb, weil sich wohl brütende Kraniche so bald nicht einstellen dürften. Daher ist auch diese typische Charakterart bei uns als Zielart für Maßnahmenenerfolge nicht gut geeignet (vgl. Abb. 7c).

Das Gleiche gilt auch für das Birkhuhn im Niedermoor, obwohl dieses im Schwäbischen Donaumoos früher in sehr großen Bestände vorkam (HÖLZINGER & MICKLEY 1974).

4.1.3 Leitartengruppe Spechte

Die Gruppe der Spechte scheint gut geeignet zu sein. Es ist zu erwarten, daß sie bei einem größeren Angebot an Totholz mit einem Populationswachs-

tum reagieren. Dieses höhere Totholzangebot ist aber nicht zwingend an eine Flußausleitung, d.h. an Flußdynamik, gebunden - und dies war ja die geplante Maßnahme, die gestützt werden soll; es kann auch waldbaulich geschaffen werden.

Darüberhinaus sind die bekannten Buntspechte mittlerweile so häufig in städtischen Parks, daß sie auch nicht gerade als besonders typische Leitarten für urwüchsige Natur gelten können. Der Bekanntheitsgrad der anderen Spechtarten wiederum ist so gering, daß sie für die Öffentlichkeitsarbeit erst auf den zweiten Blick geeignet erscheinen. Insgesamt können Spechte aber als typische Charaktervögel des Lebensraumes sowohl als Leitarten bei der Erfolgskontrolle gelten, als auch als Zielarten im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit (vgl. Ab. 7b).

4.1.4 Leitart Biber

Eine wichtige Charakterart des Auwaldes ist ohne Zweifel der Biber - er wäre eigentlich als Leitart und Zielart geradezu prädestiniert, wenn nur sein positives Image in der Öffentlichkeit nicht zumeist ins totale Gegenteil bei Land- und Forstwirten gekehrt wäre. Ob er somit jedoch eine gute Leitart für die geplanten Maßnahmen ist, erscheint zweifelhaft.

4.2 Leitarten für das Niedermoor

Hier erscheint die Sache einfacher, da es ja allseits beliebte Vögel wie den "Großen Brachvogel" und den "Weißstorch" gibt, die ein sehr positives Image und einen sehr hohen Bekanntheitsgrad haben. Dies stimmt allerdings nur auf den ersten Blick:

4.2.1 Leitart Brachvogel

Der Brachvogel kommt bei uns fast ausschließlich auf Wirtschaftswiesen und Äckern vor und nur noch ausnahmsweise im natürlichen Niedermoor-Kernbereich. Intensivwiesen und Äcker sind aber wohl kaum ein Ziel des Natur- und Ressourcenschutzes im Niedermoor; im übrigen auch für den Brachvogel keineswegs ein optimaler Lebensraum, wie die schlechten Bruterfolgswerte der letzten Jahre zeigen. Wegen seiner enormen Öffentlichkeitswirkung ist er als Leitart jedoch unverzichtbar und eine wichtige Zielart für die Maßnahmen. Es bleibt zu hoffen, daß die stark abnehmenden Bestände nicht so schnell verschwinden, daß die auf der Fläche im Grünlandbestand sicher nur langfristig greifenden Maßnahmen (Extensivierung, Wiedervermässung) nicht zu spät kommen.

4.2.2 Leitart Weißstorch

Der Weißstorch ist kein ausgesprochen typischer Niedermoorvogel, sondern eigentlich ein Charaktervogel von (sumpfigen) Feuchtwiesen. Daher ist er als Leitart bezogen auf Erfolgskontrolle typischer Niedermoor-Sanierungsmaßnahmen (MÄCK & EHRHARDT 1995) weniger gut geeignet. Für die Öffentlichkeitsarbeit ist er jedoch als Leitart

unverzichtbar, gibt es doch kaum ein Tier, das in der breiten Öffentlichkeit so bekannt ist und ein vergleichbar positives Image hat.

4.3.3 Leitart Rohrweihe

Greifvögel sind sicherlich eine "attraktive" Vogelgruppe - man denke nur an den "kühnen Adler" und den "stolzen Falken". Nicht zuletzt haftet ihnen aber in bestimmten Bevölkerungskreisen ein negatives Image als "Konkurrent" oder gar "Schädling" an.

Zu den jüngsten Auswirkungen dieses Denkens soll hier nur an die früheren Graureiher- und die heutigen Kormoran-, Gänsesäger- und Rabenvogel-Debatten erinnert sein (vgl. MÄCK 1998a).

Leider ist es auch heute noch vielen Menschen schwer begreiflich zu machen, daß Greifvögel und auch andere Beutegreifer ein wichtiger und schützenswerter Teil der Naturkreisläufe sind, weil sie als wichtige Regulatoren im Naturkreislauf auch für eine Gesunderhaltung der Bestände ihrer Beutetiere sorgen, von denen manche im Hauptinteresse des Niedermoor-schutzes stehen.

Arten, die - wenigstens zum Teil - im Konflikt mit menschlichen (Nutzungs-)Interessen stehen, können daher bei aller Attraktivität nur bedingt gute Zielarten bezüglich der Öffentlichkeitsarbeit sein, wenngleich sie oft als ausgesprochene Charakterarten wichtige Leit- und Zielarten bei der Erfolgskontrolle von Maßnahmen und Lebensraumentwicklung sind (Abb. 8a; vgl. auch Biber im Auwald).

4.2.4 Leitart Kiebitz

Der Kiebitz wäre in mancher Hinsicht wirklich eine nahezu ideale Leitart: Er ist bekannt, attraktiv und hat ein positives Image; er ist nicht gerade zahlreich, kommt aber doch (noch) so häufig vor, daß er in der freien Natur auch beobachtet werden kann, d.h. die oben aufgestellten Kriterien für Öffentlichkeitswirksamkeit werden erfüllt.

Leider ist er dennoch keine absolut ideale Leitart, denn auch der Kiebitz birgt so seine Nachteile: Zum einen tritt er bei uns auf dem Durchzug in sehr großer Zahl auf, so daß es dann schwerfällt, mit der Seltenheit des Tieres als Brutvogel entsprechende Maßnahmen zu begründen. Zum anderen beobachten die Landwirte mehr Kiebitze als früher bei der Feldbearbeitung, da Ackerbruten zunehmen. Diese scheinbare Zunahme steht dann im Widerspruch zur Schutznotwendigkeit des Tieres und seines Lebensraumes.

Doch zeigen die Erfahrungen der letzten Jahre, daß brütende Kiebitze sofort nach jahrzehntelanger Abwesenheit in den Niedermoor-Kernbereich zurückkehrten, nachdem hier durch Bewässerung naturnahe Habitate geschaffen werden konnten. Für den Naturschutz ein echter Erfolg und ein gutes Zeichen, wie es deutlicher hätte nicht ausfallen können. Der Kiebitz ist also eine wichtige Charakterart sowie aufgrund seiner Lebensraum-Ansprüche auf jeden Fall eine gute Zielart für die Maßnahmen und auch in der Öffentlichkeitsarbeit wichtig.



Abbildung 7a und b

Bewertung von Leitarten für den Lebensraum Auwald; Beispiele Flußregenpfeifer (oben) und Spechte (unten).

4.2.5 Leitart Bekassine

Die Bekassine ist eigentlich der Wiesenbrüter, der am ehesten mit einem natürlichen Niedermoor verbunden werden kann und dementsprechend auch bei uns hauptsächlich in noch naturnahen Arealen mit höheren Wasserständen, den Torfstichen, vorkommt.

Die Population reagiert daher auch auf die Wiedervernässungs- und Freistellungsmaßnahmen am direktesten.

Die Bekassine ist als Leitart gut geeignet und zielt nicht zuletzt deshalb auch das Vereinslogo der ARGE Donaumoos (vgl. Abb. 8b).



Abbildung 7c

Bewertung von Leitarten für den Lebensraum Auwald; Beispiel Kranich.

4.2.6 Leitarten Braunkehlchen und Moorbläuling

Greift man aus dem Gesamt-Lebensraum "Niedermoor" einzelne Biotope heraus, wird die Leitartenfindung einfacher: z.B. Braunkehlchen oder Moorbläuling als Leitarten für Streuwiesen.

Beide sind sicher sehr attraktiv, der Moorbläuling nicht zuletzt wegen seines interessanten Lebenszyklus. Sie sind beide sehr wertvolle und lebensraumtypische Streuwiesen-Charakterarten und daher gut geeignete Zielarten, wenn es darum geht, diese alten "Kulturbiotop" wieder mehr in den Blick der Öffentlichkeit zu rücken oder Maßnahmen-erfolge zu kontrollieren, - die eine Art mehr für den feuchten Aspekt, die andere mehr für den trockeneren Aspekt.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Es konnte gezeigt werden, daß keine Charakterart und keine potentielle Leitart für die Aspekte "Effizienzkontrolle/Biomonitoring" und "Öffentlichkeitsarbeit/Überzeugung" gleichermaßen gut geeignet ist. Viele gute Biomonitoring-Arten besitzen nur eine begrenzte Öffentlichkeitswirkung. Und gute "Öffentlichkeitsarten" sind leider häufig bei genauem Hinsehen keine richtig typischen Vertreter (Charakterarten) des betrachteten Naturraums.

Dies bedeutet, daß meist verschiedene Leit- und Zielarten für die gleiche Maßnahme bzw. Lebensraumverbesserung in der Diskussion gehalten wer-

den müssen; die einen für das Biomonitoring und die anderen für die Öffentlichkeitsarbeit.

Leit- und Zielarten sind bei der täglichen Arbeit im Naturschutz unverzichtbar. Es ist nicht nur äußerst schwierig, einen Lebens- bzw. Naturraum, zu beschreiben und dessen Wert weiterzugeben, ohne auf Artvorkommen Bezug zu nehmen, sondern es wird zunehmend wichtiger, im Widerstreit der differierenden Nutzungsansprüche Arealgrößen für Maßnahmen zu definieren. Hierbei können die Lebensraumansprüche wichtiger Charakter- und Zielarten wertvolle Hinweise und vor allem auch Eckwerte liefern. Darüberhinaus kann der "Normalbürger" einem Naturraum leichter etwas Interessantes abgewinnen, wenn attraktive Arten in die Diskussion gebracht werden können - diese emotionale Ebene gilt es zu erreichen!

Die Leitarten-Diskussion steht bei den Maßnahmen im Schwäbischen Donaumoos nicht im Vordergrund, weil die grundlegende Sanierungsnotwendigkeit des Lebensraums durch die vorhandenen, erwähnten politischen Beschlüsse (Landtagsbeschlüsse, Staatsvertrag) bereits vergleichsweise fest verankert sind. Doch helfen Leitarten oft im kleinen, in der unmittelbaren Arbeit direkt vor Ort, immer wieder weiter.

Ein gutes Beispiel ist die Gemeinde Bächingen bei Gundelfingen. Hier stellte sich bereits vor gut 10 Jahren - noch vor dem großen "Storchenboom" - nach Jahren der Abwesenheit wieder ein Storchenpaar ein. In diesem Zusammenhang gelang es dem amtierenden Bürgermeister immer wieder, große Mehr-



Abbildung 8a und b

Bewertung von Leitarten für den Lebensraum Niedermoor; Beispiele Rohrweihe (oben) und Bekassine (unten).

heiten zu finden, um Biotope anzulegen oder vorhandene auszubauen. Möglicherweise wird auch der besetzte Storchhorst die Standortwahl für ein geplantes Naturschutzzentrum beeinflussen.

Es ist in der Diskussion zu beachten, daß Leitarten nicht für alles herhalten dürfen und können: Beispielsweise wird ein Niedermoor nicht wegen des

Brachvogels vernäht, sondern wohl vor allem wegen seiner selbst bzw. wegen des Ressourcenschutzes. Leitarten dürfen auch in ihrem Wert und ihrer Aussagekraft weder überschätzt noch mißbraucht werden. Wichtig und unverzichtbar sind sie aber auf jeden Fall, weil sie manche, ansonsten versteckt sich ereignende, positive (oder auch negative) Verände-

rung in der Landschaft oder im Naturraum dem Laien erst richtig sichtbar, persönlich erfahrbar und damit öffentlichkeitswirksam macht.

Leitarten sind in der Naturschutzarbeit unersetzbar, sie müssen nur bewußt, gezielt und richtig eingesetzt werden.

Literatur

BAUMHAUER, H. (1995):

Naturnahe forstliche Nutzung der Au- und Hangwälder.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 35-41.

BRIECHLE-MÄCK, M. & H. MUHLE (1995):

Vegetation der Au- und Hangwälder.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 61 - 73.

EHRHARDT, H. (1995a):

Schutzgebiete im Donautal.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 153-165.

EHRHARDT, H. (1995b):

Hang- und Auwälder: Bedeutung, Eingriffe, Gefährdung.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 43-49.

FLINSPACH, D.; F. HAAKH; A. LOCHER; U. MÄCK; B. RÖHRLE; R. SCHECK; W. SCHLOZ; H. STEINER & W. WEINZIERL (1997):

Das württembergische Donauried. Seine Bedeutung für Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz.- Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart: 178 S.

FLINSPACH, D. & H. MEHLHORN (1982):

Trinkwassergewinnung in Karstgebieten Darstellung am Beispiel der Landeswasserversorgung Stuttgart.- LW-Schriftenreihe, Heft 2: 20-26.

HARTEL, L. & SCHMEIDL (1952):

Gutachten über die Trockenschäden im bayerischen Teil des Donaurieds.- Unveröff. Gutachten. Bayerische Landesanstalt für Moorwirtschaft.

HÖLZINGER, J. (Hrsg., 1987):

Die Vögel Baden-Württembergs (Avifauna Baden-Württemberg). Gefährdung und Schutz.- Artenschutzprogramm Baden-Württemberg. Bd. 1.2: 729-1419.

HÖLZINGER, J. & M. MICKLEY (Hrsg., 1974):

Existenzbedrohte Landschaften: Donaumoos und Auenwälder zwischen Ulm und Dillingen.- Umweltschutz in Baden-Württemberg; Oberelchingen, OAG Ulmer Raum, 3: 252 S.

KÖHLER, W. (1995):

Flußdynamik und ihre Folgen.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 23-33.

MÄCK, U. (1995a):

Aufgaben der "Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donau-

moos e.V."- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 185-195.

—— (1995b):

Naturschutz und Erholung: ein Zielkonflikt?.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 177-183.

—— (1995c):

Kraniche *Grus grus* im Donaumoos bei Günzburg.- Orn. Jh. Bad.-Württ., 11: 219-224.

—— (1998a):

Populationsbiologie und Raumnutzung der Elster (*Pica pica* Linnaeus 1758) in einem urbanen Ökosystem - Untersuchungen im Großraum Ulm.- Ökol. Vögel, 20, zugl.: Dissertation an der Universität Ulm: 1-215.

—— (1998b):

Die Sanierung des Schwäbischen Donaumooses - Hintergründe, Maßnahmen, Ziele.- TELMA, 28, i. Druck.

MÄCK, U. & H. EHRHARDT (1995):

Landschaftspflege und Renaturierung.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 167-175.

MÄCK, U. & K. SCHILHANSL (1995):

Die Vogelwelt.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 133-149.

SCHLOZ, W. (1979):

Geologische Gegebenheiten und Moorbildung.- In: GÖTTLICH, K.H.: Moorkarte von Baden-Württemberg 1:50.000, Erläuterungen zum Blatt Günzburg L 7526.

SCHUCH, M. (1994):

Das Donaumoos bei Neuburg a.D. - Entstehung, Entwässerung, Besiedlung, Kultivierung und Zukunftsaspekte.- In: KONOLD, W. (Hrsg.): Historische Wasserwirtschaft, DVWK, Wittwer, Stuttgart: 493-518.

—— (1995):

Moorentstehung, -kultivierung und derzeitige Nutzung.- In: MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele Verlag: 15-21.

WALTER, R.; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLE; E. OSINSKI & T. HEINL (1998):

Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg.- Natur u. Landschaft 73 (1): 9-25.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ulrich Mäck
Geschäftsführer der
Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V.
Radstraße 7
D-89340 Leipheim

Zielarten - ausgerichtet an Tieren *und* Menschen

- Stichpunkte und Thesen zum Einsatz von Zielarten in der Landschaftspflege

Matthias MAINO

1. Vorüberlegungen

1.1 Entwicklung der Lebensräume von Zielarten

Naturschutz ist Beieffekt einer Bewirtschaftungsart der Landschaft. Die Art der Bewirtschaftung bedingt die Gestalt der Landschaft, die ihrerseits Lebensräume für "Zielarten" bietet.

Vor diesem Hintergrund gilt es, sich folgendes bewußt zu machen:

- Für das Verständnis der Lebensräume solcher Zielarten ist die Aufgabe des herkömmlichen romantischen Leitbildes ("Mensch lebt im Einklang mit der Natur") notwendig.
- Grundstücksbesitzer taten nichts für die Natur, wenn es ihnen nicht in erster Linie auch einen ökonomischen Vorteil brachte (Naturschutzverbände sind hier die Ausnahme); dies gilt auch heute noch.
- Bis in die Nachkriegszeit schien die Natur den Menschen im Übermaß zur Verfügung zu stehen

Im *Fazit* können Zielarten somit als Qualitätskriterien für den Biotopwert einer Landschaft aufgefaßt werden und spiegeln deren Bewirtschaftungsform wider.

1.2 Wandel der Bewirtschaftung

Ein Wandel in der Bewirtschaftung bedingt eine Veränderung der Lebensräume:

- In der Nachkriegszeit gestaltete der Landwirt die Lebensräume von Arten durch extensive Wirtschaftsweisen. Gegenüber heute war ein weitaus größerer Teil der Bevölkerung in der Landwirtschaft beschäftigt. Eine Vielfalt an Lebensräumen aufgrund unterschiedlicher Wirtschaftsweisen war die Folge. Der Verbraucher bezahlte über den Marktpreis die Bewirtschaftung der Flächen. Die Schaffung bzw. der Erhalt der Lebensräume von daran gebundenen Leitarten war ein Beieffekt dieser extensiven Bewirtschaftungsformen.
- Heute führt die moderne Landwirtschaft zu einer Vernichtung der Lebensräume von Arten, da aufgrund des Konkurrenzdrucks intensive Wirtschaftsweisen durchgeführt werden müssen. Zusätzlicher Flächenanspruch besteht durch Gewerbeansiedlungen, Autobahnbau, Energietrassebau, Baugebietsausweisungen u.a.m. Ver-

nichtung von Lebensräumen und Vereinheitlichung der Landschaft durch intensive Bewirtschaftung sind die Folgen. EU und Bayern zahlen den Landwirt für seine Arbeit und für die Neuschaffung bzw. den Erhalt von Lebensräumen von Arten

1.3 Ursachen für den Wandel von der extensiven zur intensiven Bewirtschaftung in der Landwirtschaft

Der Vergleich des Einkommens zwischen Landwirten und Industriearbeitern ist Anlaß, das Einkommen der Landwirtschaft im gleichen Maß steigern zu wollen. De fakto ist dies jedoch nicht möglich, da Grund und Boden nicht vermehrbar sind. Landwirtschaft wird also zur Intensivierung motiviert, um auch einen wachsenden Gewinn erzielen zu können.

Im *Fazit* bedingt der Wandel vom Bauern- zum Industriestaat eine massive Änderung der Grundstücksnutzung. Die ökonomisch ausgerichtete Landwirtschaft vereinheitlicht die Vielfalt der Landschaft und damit die Lebensräume der Tiere und Pflanzen.

1.4 Wandel der Funktionen der Landschaft seit der Nachkriegszeit

Die Ansprüche des Menschen bis zur Nachkriegszeit und der Menschen von heute an die Landschaft haben sich gewandelt:

- Bis zur Nachkriegszeit war Landschaft ein Ort, an dem die Nahrungsmittel angebaut wurden, in dem kulturelles Leben stattfand (z.B. Felder-gang). Das Alltagsleben fand in der Landschaft und dem Dorf statt, wobei nur kurze Distanzen überbrückt wurden. Sinneserfahrung in der Landschaft fand während der Arbeit statt.
- Ansprüche des Menschen von heute an die Landschaft sind vor allem Freizeitnutzung, Erholung, auch Heimatgefühl und gesundes Wohnumfeld. Weite Distanzen in der Landschaft werden überbrückt. Sinneserfahrung der Landschaft findet (für die meisten) außerhalb der Arbeit statt

These: Ein ausgewogenes Nutzungskonzept in der Landschaft ermöglicht den Menschen, wieder ihre Landschaft mit allen Sinnen zu erleben. Die Sinneserfahrung ist die Grundlage für den Menschen, sich weiterhin um seine Landschaft zu kümmern.

Im *Fazit* muß eine Befriedigung der unterschiedlichen Interessen im Interessensausgleich der unterschied-

lichen Perspektiven stattfinden, damit eine einseitige Übernutzung der Landschaft vermieden wird. Es stellt sich jedoch die Frage, warum der Grundstücksbesitzer etwas für bestimmte Arten tun soll.

2. Funktionen von Zielarten für die Entwicklung eines Leitbildes

2.1 Zielarten als Erklärung einer Bewirtschaftungsform

Mit Hilfe von Zielarten kann die ehemalige Bewirtschaftungsweise der Menschen verstanden werden (Beispiel: Moorbläulinge in Abhängigkeit zur Streuwiesenutzung).

2.2 Zielarten als Identifikationsmittel bzw. Symbol

Beispiel: Brachvogel im Ampertal. Der Mensch ist stolz auf eine Tierart, für die er angesehen oder sogar bewundert wird, weil er sie im Vergleich zu jemand anderem auf seinen Flächen hat, bzw. die Art aufgrund seines Engagements hier leben kann. Eine Gemeinde etwa ließ einen Brachvogelbrunnen bauen, weil in ihrem Gemeindegebiet noch Brachvögel brüten.

Wird jedoch eine gefährdete Art zu sehr in der Öffentlichkeit bekanntgegeben (z.B. Orchideen in Magerrasen in der Garchinger Heide) besteht die Gefahr, daß diese Arten wegen Unkenntnis mit deren Umgang zerstört werden, etwa durch Herausreißen, Ausgraben usw.

2.3 Zielarten als Teil eines Heimatgefühls

Bestimmte Arten, etwa Schlüsselblumen oder der Brachvogel, sind dem Bürger aus seiner Kindheit bekannt. Er hat sie mit seinen Sinnen noch erfahren können und bedauert es, diese Sinneserfahrung nun nicht mehr machen zu können.

Beispiel: Ein Apfelbaum im Jahresverlauf vermittelt den Eindruck der Jahreszeiten. Ist der Apfelbaum nicht mehr vorhanden, ist den Menschen die Grundlage entzogen, diese Sinneserfahrung noch einmal in dieser Form machen zu können.

These: Ohne eine Sinneserfahrung der Kinder in der Natur fehlt diesen jegliche Grundlage, sich in 10 Jahren für den Erhalt der Natur engagieren zu können bzw. zu wollen. Der Mensch muß sich wieder als Teil und Mitgestalter der Landschaft erfahren können, damit er seine Beziehung und Verantwortung zu ihr wieder empfinden kann. Daher muß er in seiner Kindheit positive Sinneserfahrungen in der Landschaft machen können.

Feststellung: In der Nachkriegszeit haben die meisten Menschen den Lebensraum bestimmter Arten, die der Naturschutz heute als Zielarten verwendet, noch in ihrem Alltag erleben können. Dies gab ihnen ausreichend Sinneserfahrung von Landschaft. Heute ist es dem Menschen einer Industrie- und

Dienstleistungsgesellschaft nicht mehr möglich, die betreffende Art im Alltag kennenzulernen.

These: Die Landschaft und damit das Verständnis für die Zielart muß heute über die Medien und freiwillige Aktionen wieder erfahrbar gemacht werden. Die Menschen möchten positive Sinneswahrnehmungen von und in der Landschaft, durch Zeitungsartikel, schöne Bilder, Erlebnisse draußen vor Ort.

2.4 Zielarten als Zukunftsvision

Mit formulierten Zielen wie:

"Wenn wir es geschafft haben, daß der Neuntöter sich wieder ansiedelt, haben wir wieder relativ viele Hecken und Feldgehölzstrukturen in unserer Feldflur"

wird ein Teil des Zieles "Aufbau eines Biotopverbundsystems" verwirklicht und werden Zielarten mit ihren Lebensraumansprüchen Maßstab für lebensraumverbessernde Maßnahmen.

2.5 Warum Zielarten und Menschen in die Planung und Umsetzung von lebensraumverbessernden Maßnahmen einbezogen werden müssen

Zielarten und Menschen nehmen Lebensraum unterschiedlich in Anspruch. Die Ansprüche sind direkt voneinander abhängig und in ihrer Zielrichtung meist gegensätzlich:

- Zielarten benötigen Lebensraum, haben aber kein Bestimmungsrecht über die Nutzungsart des Grundstücks. Ihre Lebensraumansprüche sind gleichbleibend und hängen von einer bestimmten Bewirtschaftungsform des Menschen ab.
- Der Mensch ist Besitzer des Lebensraums und hat als solcher ein alleiniges Bestimmungsrecht über die Nutzungsform. Durch die freie Wahl der Bewirtschaftungsweisen kann er den Lebensraum einer Tierart sehr schnell und massiv ändern.

Aus diesen Vorüberlegungen folgt: Der Grund für den Wandel in der Bewirtschaftung einer Landschaft muß verstanden werden, um die Lebensraumveränderung für bestimmte Arten verstehen zu können. Den Lebensraumansprüchen von Zielarten angepaßte Bewirtschaftungsformen müssen wieder durchgeführt werden, um den Lebensraum von Tieren und Pflanzen erhalten, verbessern bzw. vergrößern zu können.

3. Organisation und Finanzierung der Umsetzungsmaßnahmen

Es stellt sich die Frage, wer die Aufrechterhaltung, bzw. den Neubeginn extensiver Bewirtschaftungsformen zahlt - der Staat, die Industrie, die Naturschutzverbände, der Landwirt, der Bürger?

3.1 Voraussetzung für eine Finanzierung der Maßnahmen

Löst man einen Teil der Probleme und Bedürfnisse des Menschen (Grundstücksbesitzers) und Bürgers, kann man zusätzlich als Beieffekt eine gezielte Lebensraumverbesserung der Tiere und Pflanzen erreichen. Ziel ist, die Fläche so umzugestalten, daß bestimmte Arten dort optimale Lebensraumbedingungen vorfinden.

Im Rückblick sei an folgendes erinnert: Man hatte vor 150 Jahren keinem Landwirt das Geld bezahlen können, daß er einen Wald rodet, um daraus eine Streuwiese zu machen. Er hatte dies vorrangig aus eigenem wirtschaftlichem Interesse gemacht, mit dem Nebeneffekt, daß großflächig die Lebensräume von Streuwiesenarten vergrößert wurden.

3.2 Voraussetzung für eine Beteiligung des Grundstücksbesitzers an einer Maßnahme

Es muß eine Änderung der Fragestellung an den Grundstücksbesitzer und Bürger erfolgen:

- Nicht mehr: Was kann der Grundstücksbesitzer für meine Leitart tun?
- Sondern: Wie können wir Dir helfen, Dein Problem auf Deinem Grundstück zu lösen mit Hilfe der von uns geplanten Lebensraumverbesserungen für die Zielart?

Fazit: Grundstücksbesitzer werden nicht moralisch unter Druck gesetzt, daß sie etwas für eine Zielart tun bzw. Maßnahmen erdulden müssen. Vielmehr akzeptiert ein Grundstücksbesitzer eine Maßnahme, sobald ein Teil seiner Interessen mit abgedeckt wird und er die Wahlfreiheit hat, die Maßnahme auch abzulehnen. Optimal werden Maßnahmen verwirklicht, wenn der Grundstücksbesitzer bei deren Gestaltung mitwirken kann. In den wenigsten Fällen scheitert die Umsetzung einer lebensraumverbessernden Maßnahme an finanziellen oder fachlichen Gründen, sondern in erster Linie an mangelnder oder fehlender menschlicher Kommunikation.

4. Beispiele für Umsetzungsmaßnahmen:

4.1 Beispiel: Vogelazurjungfer im Freisinger Moos (Träger: Wasser und Bodenzweckverband)

Der Flächenbesitzer wollte in diesem Fall einen geregelten Abfluß in den Gräben. Die Zielart Vogelazurjungfer benötigt jedoch langsam abfließendes und besonntes Wasser. Der Grundstücksbesitzer stellte einen Graben zur Verfügung, da die Bewirtschaftung seiner Grundstücke nicht durch die Maßnahme beeinträchtigt wird. Er erkannte eine Unterstützung seiner Interessen (Abfließen des Wassers), da für die Vogelazurjungfer immer nur ein Teil des Grabens geräumt werden muß. Büsche wurden im Grabenrand entfernt, damit das Wasser besonnt werden kann. Dies bewirkt eine zusätzliche Akzep-

tanz bei den Jägern, da eine reine Gebüschvegetation für das Niederwild (Hasen) von Nachteil ist.

Fazit: Eine ständige Ab- und Rücksprache mit dem Besitzer bleibt auch weiterhin erforderlich. Die Maßnahme wird jedoch vom Landwirt akzeptiert, da beide Ziele, Wasserabfluß und Schutz der Zielart, gewährleistet sind.

4.2 Beispiel: Renaturierung des Rudertshäuser Grabens (Träger: Privatbesitzer)

Ausgangssituation war, daß ein Rentner Natur auf dem eigenen Grundstück erleben wollte. Einen Teil des Grundstücks forstete er auf. Vom Landschaftspflegeverband ließ er sich einen Graben renaturieren. Im ersten Jahr nach der Renaturierung siedelte sich die Libellenart "Südlicher Blaupfeil" an.

Fazit: Rücksprache und Kontrolle bleiben erforderlich, um einen Mißbrauch der Fläche zu verhindern; im Unterhalt der Fläche ist Anleitung erforderlich. Die Aufforstung mit Fichten unterhalb des Grundstücks zeigt, daß ein Grundinteresse für die ökologische Nutzung der Landschaft als Beieffekt zur rein ökonomischen Nutzung beim Grundstücksbesitzer vorhanden sein muß, um eine Lebensraumverbesserung für bestimmte Arten erzielen zu können.

These: Besteht ein Austausch zwischen Grundstücksbesitzer und Artenschützer in der gemeinsamen Lösung ihrer Probleme, kann in der Regel immer eine Lebensraumverbesserung für die jeweilige Zielart erreicht werden. *Das Maß der Verbesserung kann nicht von vornherein als Maxime festgelegt werden, sondern muß sich entwickeln können.* Die Interessenvertreter müssen die Lösung ihrer gemeinsamen Probleme auch gemeinsam erarbeiten.

4.3 Beispiel 3: Dietersheimer Brenne (Träger: Jagdgenossenschaft, Waldbesitzerverband)

Es handelt sich hier um Magerrasen entlang der Isar, auf denen die betreffende Gemeinde in Absprache mit dem Jäger Flächen für die Magerrasenpflege zur Verfügung stellte. Der Jagdberechtigte ließ weitere Flächen mähen, nachdem er erkannt hatte, daß die Pflege keinen Nachteil für die Rotwildjagd brachte. Auch die Waldgenossenschaft befürchtete keine Vernichtung des Waldes, da natürlicher Jungaufwuchs der Fichten nicht beseitigt wird.

These: Ein akzeptiertes Miteinander (Tätigkeiten des Grundstücksbesitzers und Schutz von Arten) ist in der Summe für eine Zielart besser, als die Ablehnung des Gegenübers und damit die Verhinderung der Maßnahme. Die gemeinsam gefundene Lösung muß für jeden Beteiligten einen Gewinn darstellen.

4.4 Beispiel 4: Hochwasserschutz Gelbersdorf (Träger: Privatbesitzer und Kommunen)

Ausgangssituation war, daß ein Graben jährlich ein Grundstück überflutete und darauf riesige Schlammablagerungen verursachte. Der Landschaftspflege-

verband teilte das Gewässer mit Überflutungsrinnen und -mulden auf. Er konnte dabei den Graben naturnah gestalten und bepflanzen. Eine Flutmulde bietet jetzt optimalen Hochwasserschutz, da sich Schlamm hier ablagern kann, vom Grundstücksbesitzer wieder herausgebaggert und auf seinen Feldern verteilt wird. Die Maßnahme war ein überzeugendes Beispiel für die Bürgermeister des Landkreises. Der Landschaftspflegeverband hat seither sechs größere Bachrenaturierungen von Kommunen angeboten bekommen, die alle Hochwasserprobleme haben. Eine Zielart war hier nicht vorhanden. Die Planungsvorgaben aus dem Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) und die eigene Analyse der Biotopausstattung reichten aus, um ein Leitbild für eine Renaturierung zu schaffen.

These: Eine positiv akzeptierte Maßnahme kann die Bereitschaft für weitere Maßnahmen fördern. Die Zielart kann hier durch das Leitbild des Lebensraumes ersetzt werden.

These: Der Grundstücksbesitzer hat keine Interessenkonflikte mit dem Naturschutz, sondern er hat auf dem Grundstück andere Probleme. Können wir diese zum Teil für ihn lösen, können wir auch für die Zielarten ihren Lebensraum vergrößern. *Keine Maßnahme darf für einen Grundstücksbesitzer durchgeführt werden, wenn durch diese nicht auch ein großer Nutzen für die Zielart bzw. den Lebensraum erreicht wird.*

Fazit

Um die Lebensraumbedingungen für eine Zielart zu verbessern, müssen folgende Bereiche analysiert und verstanden werden:

Lebensraumansprüche der Zielart,
Lebensraumansprüche des Menschen auf diesem Grundstück.

Beide Ansprüche sollten in ein ausgewogenes Verhältnis gebracht werden.

Zur Finanzierung der Maßnahmen sollten folgende Bereiche vorher analysiert werden:

politische Ausgangssituation,
wirtschaftliche Ausgangssituation,
naturräumliche Ausgangssituation.

Erst deren gemeinsames Verständnis bietet die Möglichkeit, die richtigen und griffigen Finanzierungsmöglichkeiten zu erschließen.

Hierzu ein Beispiel: Im Ballungsraum München können zur Finanzierung von Lebensraumbedingungen für Streuobstwiesenarten in größerem Umfang die Wirtschaftsunternehmen in Anspruch genommen werden als für die gleichen Streuwiesenarten im Bayerischen Wald, wo es weniger gewerbliche Unternehmen gibt.

5. Zusammenfassung der Thesen

- Durch die Berücksichtigung der Interessen des Grundstücksbesitzers kann auch der Erhalt bzw. die Verbesserung des Lebensraumes von Zielarten ermöglicht werden, selbst wenn sich die

Interessen mit den Zielen des Artenschutzes nicht voll decken. Der gemeinsam gefundene Kompromiß ist wichtige Grundlage, um weitere Maßnahmen für die Leitart organisieren zu können.

- Ohne eine Sinneserfahrung der Kinder in der Natur fehlt diesen in der Zukunft jegliche Grundlage für den Erhalt der bzw. für Gestaltungsmaßnahmen in der Natur.
- Der Mensch muß sich wieder als Teil und Mitgestalter der Landschaft erfahren können, damit er seine Beziehung und Verantwortung zu ihr wieder empfinden und leben kann.
- Die Landschaft und damit das Verständnis für eine Zielart muß heute über die Medien und freiwillige Aktionen wieder erfahrbar gemacht werden. Die Menschen möchten positive Sinneswahrnehmungen von der Landschaft erhalten, etwa durch Zeitungsartikel, Sehen und Erleben einer schönen Landschaft vor Ort.
- Besteht ein Austausch zwischen Grundstücksbesitzer und Artenschützer in der gemeinsamen Lösung ihrer Probleme, kann in der Regel immer eine Lebensraumverbesserung für eine angenommene Zielart erreicht werden. Das Maß der Verbesserung kann nicht von vornherein als Maxime festgelegt werden, sondern muß sich in einem gemeinsamen Prozeß entwickeln können. Die Interessenvertreter müssen die Lösungen ihrer unterschiedlichen Probleme gemeinsam erarbeiten.
- Ein akzeptiertes Miteinander-Arbeiten von Grundstücksbesitzer und Artenschützer ist in der Summe für die Zielart besser, als die Ablehnung des Gegenübers und damit die Verhinderung der Maßnahme. Die gemeinsam gefundene Lösung muß für jeden Beteiligten einen Gewinn darstellen.
- Eine positiv akzeptierte Maßnahme kann die Bereitschaft für weitere Maßnahmen fördern. Zielarten sollten hier nur als Leitbild verwendet werden, nicht aber als moralisches Druckmittel.
- Der Grundstücksbesitzer hat normalerweise keine größeren Interessenkonflikte mit dem Naturschutz, sondern er hat andere Probleme. Können wir diese zum Teil für ihn lösen, können wir auch für Zielarten den Lebensraum vergrößern. Keine Maßnahme darf für einen Grundstücksbesitzer durchgeführt werden, wenn durch diese nicht auch ein großer Nutzen für diese Zielarten erreicht wird.
- Die Verknüpfung von Menschen durch Kommunikation läßt ein menschliches Verbundsystem entstehen, das sich später in der Landschaft widerspiegelt.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. (FH) Matthias Maino
Landschaftspflegeverband Freising e.V.
Landshuter Straße 31
D-85356 Freising

Strukturierte Bibliographie "Zielarten - Leitarten - Indikatorarten"

- eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen

Michael CARL & Beate JESSEL

Gliederung:

1. Artengruppen

- 1.1 Pflanzenreich
 - 1.1.1 Pilze
 - 1.1.2 Flechten
 - 1.1.3 Moose
 - 1.1.4 Höhere Pflanzen und sonstige
- 1.2 Tierreich
 - 1.2.1 Säugetiere
 - 1.2.2 Avifauna
 - 1.2.3 Fische
 - 1.2.4 Arthropoden, aquatisch
terrestrisch
 - 1.2.5 Mollusken
 - 1.2.6 Tierreich, sonstige

2. Anwendungsbereiche

- 2.1 Landschaftsplanung
- 2.2 Umweltverträglichkeitsprüfung,
Eingriffsplanungen
- 2.3 Arten- und Biotopschutzprogramme/
-maßnahmen, Biotopbewertung
- 2.4 Erfolgs-/Effizienzkontrollen
- 2.5 Sonstige naturschutzfachliche Anwen-
dungsfelder

Vorbemerkung

Die vorliegende Bibliographie hat das Ziel, dem Leser einen strukturierten Überblick über die aktuelle Literatur zum Thema dieses Bandes zu bieten. Angesichts der Fülle der hierzu erschienenen Veröffentlichungen erhebt die Literaturliste keinen Anspruch auf Vollständigkeit. So wurde darauf verzichtet, sämtliche verfügbaren Titel, in deren Keywords allgemein die Begriffe "Indikatorarten", "Leitarten" oder "Zielarten" erscheinen, aufzunehmen. Der Schwerpunkt liegt vielmehr auf der Literatur zu einzelnen Tier- und Pflanzenarten bzw. -artengruppen, außerdem auf Beiträgen zu einzelnen Anwendungsbereichen im Naturschutz. Dabei mußte allerdings in Kauf genommen werden, daß ein erheblicher Teil der Titel sich auf die Indikation durch Arten im "klassischen" technischen Umweltschutz bezieht. In die Zusammenstellung aufgenommen wurde auch, soweit verfügbar, Graue Literatur (Diplom- und Doktorarbeiten, Gutachten). Läßt sich ein Titel mehreren der obigen Stichworte zuordnen, können Mehrfachnennungen auftreten.

Einbezogen wurde überwiegend Literatur aus dem Zeitraum von 1985 bis Februar 1998. Unter anderem wurden die Zitate der Biological Abstracts im Hinblick auf die oben genannten Stichwörter und Themenbereiche ausgewertet. Außerdem haben uns Herr B. Vogel (Göttingen) und Herr W. Zehlius-Eckert (Freiburg) ihre Literaturlisten zur Verfügung gestellt, wofür wir ihnen herzlich danken. Ein herzlicher Dank geht ebenfalls an Herrn H. Reck (Kiel), der uns mit einschlägigen Literaturverzeichnissen versorgte. Ausgewertet wurden weiterhin die zugänglichen Bibliographien sowie eigene Literaturdatenbanken. Für den Zeitraum vor 1985 wurden solche Zitate aufgenommen, die ohne großen Aufwand aufzufinden waren bzw. schon vorlagen

1. Artengruppen

1.1 Pflanzenreich

1.1.1 Pilze

BREDESEN, B. ET AL. (1997):

Woodinhabiting fungi as indicators on ecological continuity within spruce forests of southeastern Norway. *Blyttia* 55 (3): 131-140.

DIETL, G.; H. MÜHLE & S. WINKLER (1987):

Höhere Pilze als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung von Böden.- *Verh. Ges. Ökol.* 16: 351 - 359.

DÖRFELT, H. & U. BRAUN (1980):

Untersuchungen zur Bioindikation durch Pilze in der Dübener Heide.- In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): Bioindikation, Teil 4, Wiss. Beitr. Martin-Luther- Univ. Halle 27 (P 11): 15-20.

HANSEN, P.A. & G. TYLER (1992):

Statistical evaluation of tree species affinity and soil preference of the macrofungal flora in south Swedish beechoak and hornbeam forests.- *Cryptogamic Botany* 2 (4): 355-361.

MÜLLER, S. & A. GERHARDT (1995):

Studies on the occurrence and the ecology of higher fungi in the Bielefeld area (Germany). Part 2. The occurrence of species in correlation with abiotic factors.- *Zeitschrift für Mykologie* 61 (1): 59-78.

NAUTA, M. & E.C. VELLINGA (1989):

A project for the preparation of a preliminary distributional atlas of macrofungi in the Netherlands.- *Coolia* 32 (4): 90-94.

VAN-DEN-DOOL, E. & M. VEERKAMP (1997):
Clay soil fungi: Part III: Clay soil forest habitats in Utrecht: Rare species in the past and present.- *Coolia* 40 (2): 73-133.

1.1.2 Flechten

ARZANI, G. (1974):
Ökophysiologische Untersuchungen über die SO₂-, HCl- und HF-Empfindlichkeit verschiedener Flechtenarten.- Dissertation, Gießen.

DANIELS, F.J.A. (1997):
Zur Bedeutung von Flechten und Moosen bei der naturschutzrelevanten Gebietsbewertung.- *NNA-Ber.* 10 (3): 95-100.

DIAMANTOPOULOS, J. (1992):
The epiphytic lichens around Thessaloniki (Greece) as indicators of sulphur dioxide pollution.- *Lichenologist* (London) 24 (1): 63-71.

DURING, H.J. & J.H. WILLEMS (1986):
The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953-1983. *Biological Conservation* 36 (2): 143-158.

EHMKE, W. (1982):
Erfassung von Immissionsschadwirkungen an Pflanzen und Tieren mit Bioindikatoren.- *Umwelt u. Energie* 4: 39-78.

FALTYNOWICZ, W.; I. IZYDOREK & E. BUDZBON (1991):
The lichen flora as bioindicator of air pollution of Gdansk, Sopot and Gdynia (Poland).- *Monographiae Botanicae* 73 (0): 1-52.

FEIGE, G.B. (1982):
Niedere Pflanzen - speziell Flechten - als Bioindikatoren.- *Decheniana*, Beih. 26: 23-30.

GAARE, E. (1988):
The Chernobyl (USSR) accident: Can lichens be used to characterize a radiocesium contaminated range?- *Rangifer* 7 (2): 46-50.

GILBERT, O.L. (1984):
Some effects of disturbance on the lichen flora of oceanic hazel (*Corylus avellana*) woodland.- *Lichenologist* (London) 16 (1): 21-30.

GUSTAFSSON, L. & I. ERIKSSON (1994):
Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry.- *Journal of Applied Ecology* 32 (2): 412-424.

HEIDT, V. (1978):
Flechtenkartierung und die Beziehung zur Immissionsbelastung des südlichen Münsterlandes.- (*Biogeographica* 12). Junk Publ., The Hague-Boston-London.

KUUSINEN, M. (1996):
Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland.- *Biological Conservation* 75 (1): 43-49.

MALYSHEVA, N.V. (1994):
The lichens of historical parks in the environs of St. Petersburg.- *Botanicheskii Zhurnal* (St. Petersburg) 79 (11): 29-35.

— (1995):
The lichen flora of the National Park of Monrepos.- *Botanicheskii Zhurnal* (St. Petersburg) 80 (3): 17-25.

MANNING, W.J. & W.A. FEDER (1980):
Biomonitoring air pollutants with plants.- *Appl. Sci. Publ. LTD*, London.

MOE, B. & A. BOTNEN (1997):
A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havra, Osteroy, western Norway.- *Plant Ecology* 129 (2): 157-177.

PAPASTEFANOU, C.; M. MANOLOPOULOU & T. SAWIDIS (1992):
Residence time and uptake rates of cesium 137 in lichens and mosses at temperate latitude (40 degrees north).- *Environment International* 18 (4): 397-401.

PERKINS, D.F. (1992):
Relationship between fluoride contents and loss of lichens near an aluminium works.- *Water Air and Soil Pollution* 64 (34): 503-510.

PETERSON, E.B. & B. MCCUNE (1997):
Evaluating indicator species: A case study with epiphytic lichens.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 78 (4 SUPPL.): 161.

PIRINTSOS, S.A. ET AL. (1993):
An assessment of the sampling procedure for estimating air pollution using epiphytic lichens as indicators.- *Lichenologist* (London) 25 (2): 165-173.

POCS, T. & A. SZABO (1993):
The epiphytic vegetation on the endemic giant groundsel (*Senecio barbatipes*) of Mt. Elgon, Kenya.- *Opera Botanica* 0 (121): 189-194.

ROSE, F. (1992):
Temperate forest management: Its effect on bryophyte and lichen floras and habitats.- In: BATES, J. W. & A. M. FARMER (Eds.). *Bryophytes and lichens in a changing environment*. xii+404p.: 211-233.

SCHLEE, D. (1977):
Biochemische Grundlagen einer Bioindikation, betrachtet am Beispiel der SO₂-Indikation mittels Flechten.- *Biol. Rdsch.* 15: 280-287.

SELVA, S.B. (1989):
Lichens as indicators of oldgrowth forests.- *American Journal of Botany* 76 (6 Suppl.): 1-4.

SHAPIRO, I.A. (1996):
Physiological and biochemical changes in lichens due to air pollution.- *Uspekhi Sovremennoi Biologii* 116 (2): 158-171.

SHOWMAN, R.E. (1990):
Lichen recolonization in the upper Ohio River valley (Ohio, USA).- *Bryologist* 93 (4): 427-428.

TIBELL, L. (1992):
Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests.- *Nordic Journal of Botany* 12 (4): 427-450.

TÜRK, R. & G. ZIEGELBERGER (1982):
Die Luftqualität im Stadtgebiet von Salzburg - dargestellt anhand der Verbreitung epiphytischer Flechten.- In: Amt d. Salzburger Landesreg. (Hrsg.): *Luftgüteuntersuchungen mit Bioindikatoren im Land Salzburg*. (Schriften. Luftgüteunters. 7).

- VAN-LEERDAM, A.; R.J. ZAGT & E.J. VENEKLAAS (1990):
The distribution of epiphyte growthforms in the canopy of a Colombian cloudforest.- *Vegetatio* 87 (1): 59-72.
- ZELENKO, S.D. & S.YA. KONDRATYUK (1994):
The lichens of Darnitsa forest park (Kiev).- *Ukrayins'kyi Botanichnyi Zhurnal* 51(1): 104-116.
- ### 1.1.3 Moose
- ARTS, G.H.P. (1990):
Aquatic bryophyta as indicators of water quality in shallow pools and lakes in The Netherlands.- *Annales Botanici Fennici* 27 (1): 19-32
- BATES, J.W. (1992):
Influence of chemical and physical factors on *Quercus* and *Fraxinus* epiphytes at Loch Sunart, western Scotland: A multivariate analysis.- *Journal of Ecology* 80 (1): 163-179.
- (1995):
Numerical analysis of bryophyte-environment relationships in a lowland English flora.- *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 40 (1): 471-490.
- DANIELS, F.J.A. (1997):
Zur Bedeutung von Flechten und Moosen bei der naturschutzrelevanten Gebietsbewertung.- *NNA-Ber.* 10 (3): 95-100.
- DÜLL, R. (1974):
Neuere Untersuchungen über Moose als abgestufte ökologische Indikatoren für die SO₂-Immissionen im Industriegebiet zwischen Rhein und Ruhr.- VDI-Kommission zur Reinhaltung der Luft, Düsseldorf.
- DURING, H.J. & J.H. WILLEMS (1986):
The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953-1983. *Biological Conservation* 36 (2): 143-158.
- FORBES, B.C. (1994):
The importance of bryophytes in the classification of humandisturbed high arctic vegetation.- *Journal of Vegetation Science* 5 (6): 877-884.
- FRANCIS, S.M. (1992):
The tarspot fungus.- *Mycologist* 6 (3): 129.
- FREY, W. & J.E. BEEVER (1995):
Dendroid bryophyte communities of New Zealand.- *Nova Hedwigia* 61 (34): 323-354.
- GILBERT, O.L. (1968):
Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne Valley.- *New Phytol.* 67: 15-36.
- GONCALVES, E.P.R.; R.A.R. BOAVENTURA & C. MOUVET (1992):
Sediments and aquatic mosses as pollution indicators for heavy metals in the Ave river basin (Portugal).- *Science of the Total Environment* 114 (0): 7-24.
- GUSTAFSSON, L. & I. ERIKSSON (1994):
Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry.- *Journal of Applied Ecology* 32 (2): 412-424.
- HALLINGBACK, T. (1991):
Bryophytes indicating high nature conservation values in Swedish woodland sites.- *Svensk Botanisk Tidskrift* 85 (5): 321-332.
- HALLINGBACK, T. & B.C. TAN (1996):
Towards a global action plan for endangered bryophytes.- *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México Serie Botánica* 67 (1): 213-221.
- HEDENAS, L. M. LOFROTH (1992):
Bryophytes indicating wetland habitats with high nature conservation values.- *Svensk Botanisk Tidskrift* 86 (6): 375-389.
- JONSGARD, B. & H.J.B. BIRK (1993):
Quantitative studies on saxicolous bryophyte-environment relationships in western Norway.- *Journal of Bryology* 17 (4): 579-611.
- LAFARGE-ENGLAND, C. (1989):
The contemporary moss assemblages of a high arctic upland-northern Ellesmere Island, Northwest Territories, Canada.- *Canadian Journal of Botany* 67 (2): 491-504.
- MARSTALLER, R. (1993):
Syntaxonomic survey of bryophyte associations of Central Europe.- *Herzogia* 9 (34): 513-541.
- MASCHKE, J. (1981):
Moose als Bioindikatoren von Schwermetall-Immissionen.- *Bryophyt. Biblioth.* 22.
- MOE, B. & A. BOTNEN (1997):
A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havra, Osteroy, western Norway.- *Plant Ecology* 129 (2): 157-177.
- PAPASTEFANOU, C.; M. MANOLOPOULOU & T. SAWIDIS (1992):
Residence time and uptake rates of cesium 137 in lichens and mosses at temperate latitude (40 degrees north).- *Environment International* 18 (4): 397-401.
- POCS, T. & A. SZABO (1993):
The epiphytic vegetation on the endemic giant groundsel (*Senecio barbatipes*) of Mt. Elgon, Kenya.- *Opera Botanica* 0 (121): 189-194.
- ROSE, F. (1992):
Temperate forest management: Its effect on bryophyte and lichen floras and habitats.- In: BATES, J. W. & A. M. FARMER (Eds.). *Bryophytes and lichens in a changing environment.* xii+404p.: 211-233.
- SERRANO, Y. (1996):
The mosses of disturbed areas in the municipality of Bayamon, Puerto Rico.- *Bryologist* 99 (1): 81-84.
- SIMSIM, M.; F. REGO & J. DE-SOUSA (1995):
Epiphytic bryophyte communities of *Olea europaea* in Portugal: A background survey for future evaluation of environmental quality.- BISANG, I. & E. URMI (Ed.). *Cryptogamica Helvetica*, Band 18., (Cryptogamica Helvetica, Vol. 18.), Conservation of Bryophytes in Europe, Zurich, Switzerland, September 58, 1994. 193p: 25-33.
- SODERSTROM, L. & B.G. JONSSO (1992):
Fragmentation of old, growth forests and bryophytes on temporary substrates.- *Svensk Botanisk Tidskrift* 86 (3): 185-198.
- VALACHOVIC, M. (1995):
The role of cryptogams in differentiation of plant communities on the shady rocks in Western Carpathians.- *Thaiszia* 5 (2): 131-152.

- VAN-LEERDAM, A.; R.J. ZAGT & E.J. VENEKLAAS (1990):
The distribution of epiphyte growthforms in the canopy of a Colombian cloudforest.- *Vegetatio* 87 (1): 59-72.
- VRAY, F.; J.P. BAUDIN & M. SVADLENKOVA (1992):
Effects of some factors on uptake and release of ruthenium 106 by a freshwater moss, *Platyhypnidium riparioides*.- *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23 (2): 190-197.
- VRHOVSEK, D. ET AL. (1985):
Pollution degree of the two alpine rivers evaluated with Bryophyta species.- *Bioloski Vestnik* 33 (2): 95-106.
- 1.1.4 Höhere Pflanzen und sonstige**
- ABDEL-RAZIK, M.; M. ABDEL-AZIZ & M. AYYAD (1984):
Multivariate analysis of vegetational variation in different habitats at Omayed, Egypt.- *Vegetatio* 57 (23): 167-175.
- AGEE, J.K. & J. KERTIS (1987):
Forest types of the North Cascades National Park Service Complex (Washington, USA).- *Canadian Journal of Botany* 65 (7): 1520-1530.
- AGRAWAL, M. (1991):
Biomonitoring of air pollution around urban and industrial sites.- *Journal of Environmental Biology* 12 (spec. Issue): 211-222.
- AGRAWAL, M. & S.B. AGRAWAL (1989):
Phytomonitoring of air pollution around a thermal power plant.- *Atmospheric Environment* 23 (4): 763-770.
- ALLINSON, J.M. (1995):
Status of species rich neutral grassland in western North Yorkshire.- *Naturalist (Doncaster)* 120 (1015): 125-141.
- ARMBRUSTER, W. S. (1994):
Early evolution of *Dalechampia* (Euphorbiaceae): Insights from phylogeny, biogeography, and comparative ecology.- *Annals of the Missouri Botanical Garden* 81 (2): 302-316.
- ARNDT, U.; W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1996):
Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse.- 2. Aufl., Stuttgart, Ulmer: ca. 396 S.
- AUFFENORDE, T.M. & W.A. WISTENDAHL (1985):
The composition-structure and phenology of the vegetation at the O.E. Anderson Compass-Plant Prairie in unglaciated southeastern Ohio (USA).- *Ohio Journal of Science* 85 (1): 50-59.
- AULD, T.D. & M.A. O'CONNELL (1991):
Predicting patterns of postfire germination in 35 eastern Australian Fabaceae.- *Australian Journal of Ecology* 16 (1): 53-70.
- BABCOCK, C.A. & C.R. ELY (1994):
Classification of vegetation communities in which geese rear broods on the Yukon-Kuskokwin delta, Alaska.- *Canadian Journal of Botany* 72 (9): 1294-1301.
- BADER, P.; S. JANSSON & B.G. JONSSON (1995):
Woodinhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests.- *Biological Conservation* 72 (3): 355-362.
- BAGI, I. (1987):
Statistical relationships between the ordination of coenological relevés and characteristic indicator values.- *Acta Botanica Hungarica* 33 (34): 199-210.
- BALATOVA-TULACKOVA, E. (1993):
Contribution to the knowledge of the chemical composition of species growing on moist meadows. *Phytocoenologia* 23 (0): 227-256.
- BALLESTER-OLMOS, J.F. ET AL. (1993):
Biological diversity of citrus tristeza virus (CTV) isolates in Spain.- *Plant Pathology (Oxford)* 42 (2): 219-229.
- BARGHIGIANI, C. & R. BAULEO (1992):
Mining area environmental mercury assessment using *Abies alba*.- *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 49 (1): 31-36.
- BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (1978):
Immissionswirkungen an Pflanzen.- *Schriftenr. Naturschutz u. Landschaftspflege* 9.
- BEADLE, S.C. & M.E. JOHNSON (1986):
Paleoecology of Silurian cyclocrinid algae.- *Palaeontology (London)* 29 (3): 585-602.
- BECKER, B. (1995):
Indicator plants for sustainability assessment of tropical agricultural production systems.- *Angewandte Botanik* 69 (34): 145-151.
- BEERLING, D.J. (1995):
General aspects of plant invasions: An overview.- In: PYSEK, P., ET AL. (eds.): *Plant invasions: General aspects and special problems*, xi+263p: 237-247.
- BEESE, F.O. (1996):
Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung (Indicators for a concept of multifunctional forest use).- *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 2: 65-79.
- BEHR, C.M. & G.J. BREDEKAMP (1988):
A phytosociological classification of the Witwatersrand National Botanic Garden (Roodepoort, South Africa).- *South African Journal of Botany* 54 (6): 525-533.
- BELDEN, A. JR. & N.E. VANALSTINE (1992):
Newly discovered populations of *Isotria medeoloides* (small whorled pogonia) in Virginia.- *Virginia Journal of Science* 43 (2): 235.
- BELSKY, A.J. (1987):
Revegetation of natural and human, caused disturbances in the Serengeti National Park, Tanzania.- *Vegetatio* 70 (1): 51-60.
- BENGART, H.-W. (1981):
Bioindikation von Luftverunreinigungen durch Photosynthese in einem mäßig belasteten Gebiet.- *Angew. Bot.* 55: 187-194.
- BERDICHEVSKAYA, M.V.; G.I. KOZYREVA & A.V. BLAGINYKH (1991):
The sizespecies composition, and oxygenase activity of the hydrocarbonoxidizing community of oilpolluted Ural and western Siberia rivers.- *Mikrobiologiya* 60 (6): 122-128.
- BERNARD, J.M. & F.K. SEISCHAB (1995):
Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) communities in north-eastern New York State.- *American Midland Naturalist* 134 (2): 294-306.

- BLACKSHAW, R.E. & K.N. HARKER (1992): Combined postemergence grass and broadleaf weed control in canola (*Brassica napus*).- Weed Technology 6 (4): 892-897.
- BOARDMAN, R. (1994): Some possible effects of climate change on vegetation.- Transactions Royal Society of South Australia 118 (12): 69-81.
- BOBOWICZ, M.A. (1984): Species variability in *Tragopogon* genus (Asteraceae) in Poland: 1. Interspecific variability of *Tragopogon dubius*, *Tragopogon pratensis*, *Tragopogon orientalis*, *Tragopogon heterospermus* and *Tragopogon porrifolius*.- Bulletin de la Società des Amis des Sciences et des Lettres de Poznan, Serie D, Sciences Biologiques 24 (0): 109-122.
- BÖHM, H. (1973): Das Chlorella-Testsystem.-Wissenschaftl. Hefte. P d. Inst. K then/Anh.: Heft 2, Teil 1.
- BORGES, R.M. (1993): Figs, Malabar giant squirrels, and fruit shortages within two tropical Indian forests.- Biotropica 25 (2): 183-190.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora.- Acta Botanica Hungarica 39 (12): 97-181.
- BORK, E.W.; R.J. HUDSON & A.W. BAILEY (1997): Upland plant community classification in Elk Island National Park, Alberta, Canada, using disturbance history and physical site factors.- Plant Ecology 130 (2): 171-190.
- BOUCOUNIS, T.G.; T. WHITWELL & J.E. TOLLER (1990): Correlation of bioassay crop growth with cinmethylin and chlorimuron application rates for two soils.- Hortscience 25 (5): 536-538.
- BREDENKAMP, G.J. ET AL. (1991): A comparison of vegetation classifications from wheel point and total floristic data sets from a South African grassland.- Botanical Bulletin of Academia Sinica (Taipei) 32 (3): 187-196.
- BROWN, A.; D. HORSFIELD & D.B.A. THOMPSON (1993): A new biogeographical classification of the Scottish Uplands: I. Descriptions of vegetation blocks and their spatial variation.- Journal of Ecology 81 (2): 207-230.
- BRUELHEIDE, H. & U. JANDT (1996): Delineation of communities in large databases.- Phytocoenologia 27 (2): 141-159.
- BRUMELIS, G. & T.J. CARLETON (1989): The vegetation of post logged black spruce lowlands in central Canada: II. Understorey vegetation.- Journal of Applied Ecology 26 (1): 321-340.
- BUECKING, W. (1993): Nitrogen immission as a new site factor in forest communities: New developments in forests of South West Germany.- Phytocoenologia 23 (0): 65- 94.
- B HLER, F., BRIEMLE, G. (1997): Schnellsprache von Feuchtgrünland: Botanische Charakterisierung ein- bis dreisch riger Wiesen.- Naturschutz u. Landschaftsplanung 29 (2): 49-53.
- CAFFREY, J. (1985): A scheme for the assessment of water quality using aquatic macrophytes as indicators.- Journal of Life Sciences Royal Dublin Society 5(2): 105-111.
- CALDWELL, M.M.; J.H. MANWARING & S.L. DURHAM (1996): Species interactions at the level of fine roots in the field: Influence of soil nutrient heterogeneity and plant size.- Oecologia (Berlin) 106 (4): 440-447.
- CALLIZO, J. (1992): Serpentine habitats for the rare plants of lake-Napa and Yolo Counties, California.- In: BAKER; A.J.M.; J. PROCTOR & R.D. REEVES (eds.): The vegetation of ultramafic (Serpentine) soils, First International Conference on Serpentine Ecology, Davies, California, USA, June 1992, 1991, xx+509p.: 35-51.
- CARLETON, T.J. ET AL. (1996): In situ regeneration of *Pinus strobus* and *P. resinosa* in the Great Lakes forest communities of Canada.- Journal of Vegetation Science 7 (3): 431-444.
- CHARLES, J.P. (1991): A floristic typology of forested sites in the Mediterranean region.- Bulletin de la Società Linn enne de Provence 42 (0): 63-70.
- CHARMAN, D.J. (1993): Patterned fens in Scotland: Evidence from vegetation and water chemistry.- Journal of Vegetation Science 4 (4): 543-552.
- CHOI, J.K. & J.H. SHIM (1986): The ecological study of phytoplankton in Kyeonggi Bay, Yellow Sea: III. Phytoplankton composition standing crops, tychoplagic plankton.- Journal of the Oceanological Society of Korea 21 (3): 156-170.
- CHUNG, J.C. (1994): An analysis of vegetation-environment relationship in Mt. ManDeok by TWINSpan (two-way indicator species analysis) and DCCA (detrended canonical correspondence analysis) ordination.- Journal of Korean Forestry Society 83 (2): 262-269.
- CHUNG, Y.H. (1984): The flora and standing crops of phytoplankton from estuaries of the Nagdong River (Korea).- Proceedings of the College of Natural Sciences (Seoul) 9 (1): 61-70.
- COOPER, D.J. (1996): Water and soil chemistry, floristics, and phytosociology of the extreme rich High Creek fen, in South Park, Colorado, U.S.A.- Canadian Journal of Botany 74 (11): 1801-1811.
- COOPER, D.J. & R.E. ANDRUS (1994): Patterns of vegetation and water chemistry in peatlands of the westcentral Wind River Range, Wyoming, USA.- Canadian Journal of Botany 72 (11): 1586-1597.
- COXSON, D.S. & J.H.H. LOONEY (1986): Vegetation patterns within southern Alberta (Canada) coulees.- Canadian Journal of Botany 64 (11): 2464-2475.
- CRAIGHEAD, J.J. ET AL. (1988): Mapping Arctic vegetation in northwest Alaska (USA) using Landsat MSS imagery.- National Geographic Research 4 (4): 496-527.
- CUMMING, B.F.; J.P. SMOL & H.J.B. BIRKS (1992): Scaled chrysophytes (Chrysophyceae and Synurophyceae) from Adirondack drainage lakes and their relation-

- ship to environmental variables.- *Journal of Phycology* 28 (2): 162-178.
- DEIL, U. (1996):
Adiantetea communities in the Mediterranean area in surrounding regions with general remarks about ecological scales within their habitats and about the saturation of plant communities.- *Phytocoenologia* 26 (4): 481-536.
- DEL-GIORGIO, P.A. (1991):
Progressive changes in the structure and dynamic of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river: A multivariate approach.- *Hydrobiologia* 224 (3): 129-154.
- DENTON, G.R.W. & C. BURDON-JONES (1986):
Trace metals in algae from the Great Barrier Reef (Australia).- *Marine Pollution Bulletin* 17 (3): 98-107.
- DIAZRAMOS, J.R. ET AL. (1996):
Phytoplankton from the Salina of Araya (Edo. Sucre, Venezuela): A preliminary analysis of solar ponds.- *Acta Científica Venezolana* 47 (1): 58-66.
- DIEKMANN, M. (1996):
Ecological behaviour of deciduous hardwood trees in Boreonemoral Sweden in relation to light and soil conditions.- *Forest Ecology and Management* 86 (13): 1-14.
- (1997):
The differentiation of alliances in South Sweden.- *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 32 (2): 193-205.
- DINSDALE, J.; P. DALE & M. KENT (1997):
The biogeography and historical ecology of *Lobelia urens* L. (the heath lobelia) in southern England.- *Journal of Biogeography* 24 (2): 153-175.
- DIRR, M.A. & J.H. III. ALEXANDER (1991):
Ilex glabra: The inkberry holly.- *Arnoldia* (Boston) 51 (2): 17-20.
- DIXIT, S.S. & M.D. DICKMAN (1986):
Correlation of surface sediment diatoms with the present lake water pH in 28 Algoma lakes, Ontario, Canada.- *Hydrobiologia* 131 (2): 133-144.
- DIXIT, S.S. ET AL. (1993):
Diatom assemblages from Adirondack lakes (New York, USA) and the development of inference models for retrospective environmental assessment.- *Journal of Paleolimnology* 8 (1): 27-47.
- DOERING, U. (1987):
The fine structure of the amphibian alder marsh forest: Differentiation according to microhabitat of the *Carici elongatae* Alnetum ground vegetation in the Hannover Wendland (West Germany).- *Tuexenia* 0 (7): 347-366.
- DOLE, J.M.; H.F. WILKINS & S.L. DESBOROUGH (1993):
Investigations on the nature of a graft-transmissible agent in poinsettia.- *Canadian Journal of Botany* 71 (8): 1097-1101.
- DOUGALL, T.A.G. & J.C. DODD (1997):
A study of species richness and diversity in seed banks and its use for the environmental mitigation of a proposed holiday village development in a coniferized woodland in south east England.- *Biodiversity and Conservation* 6 (10): 1413-1428.
- DUARTE, M.C. ET AL. (1996):
The agricultural flora of the isle of Santiago (Cape Verde Islands).- *Garcia De Orta Serie de Botanica* 13 (1): 71-82.
- DUFFEY, E. (1974):
Grassland Ecology and Wildlife Management.- Chapman and Hall, London.
- EHMKE, W. (1982):
Erfassung von Immissions-schadwirkungen an Pflanzen und Tieren mit Bioindikatoren.- *Umwelt u. Energie* 4: 39-78.
- EHRENFELD, D. (1995):
Readings from Conservation Biology: Wildlife and forests.- In: EHRENFELD, D. (Ed.). *Readings from Conservation Biology: Wildlife and forests*, vi+248p.
- ELLENBERG, H. (1979):
Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas.- *Scripta Geobotanica* 9: 1-122.
- ELLENBERG, H. ET AL. (1991):
Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.- *Scripta Geobot.* 18: 1-248.
- ESTRADA-PENA, A. & C. SANCHEZ (1988):
Compared morphology of *Rhipicephalus sanguineus* and *Rhipicephalus turanicus* (Acarina: Ixodidae).- *Revista Iberica de Parasitologia* 48 (1): 51-62.
- EUROLA, S.; A. LAUKKANEN & M. MOILANEN (1995):
The significance of the original mire site type in the classification of old drainage areas: An example from Muhos, Finland (64 degree 49' N, 26 degree E).- *Aquilo Ser Botanica* 35 (0): 39-44.
- EVERITT, D.T. & J.M. BURKHOLDER (1991):
Seasonal dynamics of macrophyte communities from a stream flowing over granite flatrock in North Carolina, USA.- *Hydrobiologia* 222 (3): 1591-72.
- EWING, K. & K.A. KERSHAW (1986):
Vegetation patterns in James Bay (Canada) coastal marshes: 1. Environmental factors on the south coast.- *Canadian Journal of Botany* 64 (1): 217-226.
- FERREYRAR, H.R. (1993):
Floristic evaluation of the upper Marañon valley.- In: BALSLEV, H. (ed.). *AAU Reports, 31. Neotropical montane forests: Biodiversity and conservation*, Symposium, New York, New York, USA, June 21-26, 1993, i+114p.: 37.
- FISCHER, A. (1985):
Ruderal meadows: A contribution to the study of the Arrhenatherion alliance.- *Tuexenia* 0 (5): 237-248.
- FLETCHER, W.J. (1987):
Interactions among subtropical Australian sea urchins, gastropods, and algae: Effects of experimental removals.- *Ecological Monographs* 57 (1): 89-109.
- FOOTE, M.J.; L.A. VIREECK & P.C. ADAMS (1993):
The classification of vegetation types found on the Tanana River floodplain in interior Alaska using TWINSPAN and DECORANA analyses.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 74 (2 SUPPL.): 237.
- FOTH, P. (1989):
Relationships between plant distribution and moor soil types in northern East Germany.- *Biologische Rundschau* 27 (4): 187-192.
- FREY, W. & I. HENSEN (1995):
Spergulo morisonii-Corynephorum canescentis (pioneer swardgrass hairgrass): Life strategies of inland dune and loose sand colonists.- *Feddes Repertorium* 106 (58): 533-553.

- FREY, H.U. (1995):
Woodland Communities and woodland sites in the mountainous region of Canton of St. Gallen in Eastern Switzerland.- Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule Stiftung Ruebel in Zürich 0 (126AB): 1-279.
- FRILIGOS, N. & T. KOUSSOURIS (1984):
Preliminary observations on sewage nutrient enrichment and phytoplankton ecology in the Thermaikos - Gulf-Thessaloniki, Greece.- *Vie et Milieu* 34 (1): 35-40.
- FROBEL, K. (1997):
Naturschutz in einer fränkischen Kulturlandschaft: Biogeographische Analyse regionaler Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten.- Dissertation, Universität Bayreuth, Fak. f. Biologie, Chemie u. Geowissenschaften, Lehrstuhl für Biogeographie: 217 S. + Anh.
- FRONEMAN, P.W.; C.D. MCQUAID & R. PERISSINOTTO (1995):
Biogeographic structure of the microphytoplankton assemblages of the south Atlantic and Southern Ocean during austral summer.- *Journal of Plankton Research* 17 (9): 1791-1802.
- GANESH, T. & P. DAVIDAR (1997):
Flowering phenology and flower predation of *Cullenia exarillata* (Bombacaceae) by arboreal vertebrates in Western Ghats, India.- *Journal of Tropical Ecology* 13 (3): 459-468.
- GARRISON, D.L.; K.R. BUCK & M.M. GOWING (1993):
Winter plankton assemblage in the ice edge zone of the Weddell and Scotia Seas: Composition, biomass and spatial distributions.- *Deepsea Research Part I Oceanographic Research Papers* 40 (2): 311-338.
- GAUSLAA, Y. (1994):
Lobaria pulmonaria, an indicator of species-rich forests of long ecological continuity.- *Blyttia* 52 (3): 119-128.
- GIBSON, D.J.; T.R. SEASTEDT & J.M. BRIGGS (1993):
Management practices in tallgrass prairie: Large and smallscale experimental effects on species composition.- *Journal of Applied Ecology* 30 (2): 247-255.
- GILLIAM, F.S. & M.B. ADAMS (1994):
Soil nitrogen dynamics and nitrogen saturation in a central Appalachian hardwood forest.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 75 (2 PART 2): 76.
- GLASER, P. H.; J.A. JANSSENS & D.I. SIEGEL (1991):
The response of vegetation to chemical and hydrological gradients in the Lost River peatland, northern Minnesota (USA).- *Journal of Ecology* 78 (4): 1021-1048.
- GODZIK, S. (1982):
The scanning and transmission electron microscopes in use of plants as bioindicators.- In: STEUBING, L. & H.J. JÄGER (eds.): *Monitoring of Air Pollution with Plants*. Junk Publ., The Hague-Boston-London: 79-84.
- GOMEZLIMON, F.J. & J.V. DELUCIO (1995):
Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain.- *Biological Conservation* 74 (2): 99-105.
- GOSLEE, S.C.; R.P. BROOKS & C.A. COLE (1997):
Plants as indicators of wetland water source.- *Plant Ecology* 131 (2): 199-206.
- GOTOH, T. & K.I. NEGORO (1986):
Diatom vegetation of the less polluted river, the Ukawa River, Kyoto Prefecture (Japan).- *Japanese Journal of Limnology* 47 (1): 77-86.
- GRABHERR, G. (1985):
Numerical classification and ordination in alpine vegetation ecology as a contribution to the association of modern computer methods with plant sociological tradition.- *Tuexenia* 0 (5): 181-190.
- GRANETTI, B. (1991):
Hydrophyton algae in Lake Chiusi (Italy): Summer facies.- *Rivista di Idrobiologia* 28 (3): 261-282.
- GREEN, R.N.; P.L. MARSHALL, P. L. & K. KLINKA (1989):
Estimating site index of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) from ecological variables in southwestern British Columbia (Canada).- *Forest Science* 35 (1): 50-63.
- GROOTJANS, A. ET AL. (1996):
Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows: Some considerations on the community concept.- *Journal of Vegetation Science* 7 (2): 185-194.
- GROVER, J.P. (1994):
Assembly rules for communities of nutrient-limited plants and specialist herbivores.- *American Naturalist* 143 (2): 258-282.
- GUPTA, M. & S. DEVI (1992):
Cadmium sensitivity inducing structural responses in *Salvinia molesta* Mitchell.- *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 49 (3): 436-443.
- GUZKOWSKA, M.A.J. & F. GASSE (1990):
Diatoms as indicators of water quality in some English urban lakes.- *Freshwater Biology* 23 (2): 233-250.
- HABER, W. & A. KOHLER (1972):
Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen.- *Landschaft und Stadt* 4: 159-168.
- HAERDTLER, W. (1995):
Synsystematic problems and synecology of species-poor beech forests in Schleswig-Holstein.- *Tuexenia* 0 (15): 45-51.
- HALL, J.B. (1991):
Multiple, nearest-tree sampling in an ecological survey of Afromontane catchman forest.- *Forest Ecology and Management* 42 (34): 245-266.
- HALL, S.J.G. (1988):
Chillingham Park (England, UK) and its herd of white cattle: Relationships between vegetation classes and patterns of range use.- *Journal of Applied Ecology* 25 (3): 777-790.
- HALL, S.J.G. & R.G.H. BUNCE (1984):
Vegetation survey of Chillingham Park, Northumberland (UK).- *Transactions of the Natural History Society of Northumbria* 52 (0): 5-14.
- HAMOR, F.D. (1988):
A comparative analysis of segetal vegetation syntaxa in the Ukrainian Carpathians (USSR).- *Ukrayins'kyi Botaničniy Zhurnal* 45 (1): 13-16.
- HARDIN, E.D.; K.P. LEWIS & W.A. WISTENDAHL (1989):
Gradient analysis of floodplain forests along three rivers

- in unglaciated Ohio (USA).- Bulletin of the Torrey Botanical Club 116 (3): 258-264.
- HARVEY, B.D.; A. LEDUC & Y. BERGERON (1995): Early postharvest succession in relation to site type in the southern boreal forest of Quebec.- Canadian Journal of Forest Research 25 (10): 1658-1672.
- HAWKES, J. C.; D.G. PYATT & I.M.S. WHITE (1997): Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: A pilot study.- Journal of Applied Ecology 34 (2): 375-387.
- HELD, A. (1981): Theoretische und methodische Aspekte der Bioindikation von Bodenkontaminationen an *Chlorella vulgaris*.- Diss., PH Köthen 1981.
- HELLBERG, F. (1996): Assessment of grasslandrewetting practices in artificial flooded areas in NW-Germany from the viewpoint of vegetation ecology.- Abhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein zu Bremen 43 (2): 409-427.
- HILL, S.R. (1992): Calciphiles and calcareous habitats of South Carolina.- Castanea 57 (1): 25-33.
- HIX, D.M. & J.N. PEARCY (1997): Forest ecosystems of the Marietta Unit, Wayne National Forest, southeastern Ohio: Multifactor classification and analysis.- Canadian Journal of Forest Research 27 (7): 1117-1131.
- HO, Y.B. (1987): *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters: Its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator of eutrophication.- Asian Marine Biology 4 (0): 97-102.
- HONGO, A. ET AL. (1995): Effect of enclosure and topography on rehabilitation of overgrazed shrubsteppe in the Loess plateau of northwest China.- Restoration Ecology 3 (1): 18-25.
- HORSTHUIS, M.A.P. ET AL. (1994): Ecology, distribution and syntaxonomy of *Fritillaria meleagris* L. in the Netherlands and surrounding countries.- Phytocoenologia 24 (0): 627-647.
- HOSIE, G.W.; T.G. COCHRAN (1994): Mesoscale distribution patterns of macrozooplankton communities in Prydz Bay, Antarctica: January to February 1991.- Marine Ecology Progress Series 106 (12): 21-39.
- HÖSTER, H.R. (1979): Jahresringe als Indikatoren für Umweltbelastungen.- Verh. Ges. Ökol. Münster 7 (1979): 337-348.
- HOTANEN, J.P. (1991): The validity of the mire site type system in peatlands drained for forestry.- Luonnon Tutkija 9 (12): 68-73.
- HRUSKA, K. & C. MAGGI (1992): Dynamics of mown meadows in the interland of the Province of Macerata (Central Italy).- Phytocoenologia 21 (4): 411-419.
- HUGHES, J.C. & B. HUNTLEY (1986): A phytosociological study of a mid-altitude heath in County Durham, northern England (UK).- Nordic Journal Of Botany 6 (6): 811-830.
- HUGHES, J.M.R. (1987): The distribution and composition of vascular plant communities on Heard Island (sub, Antarctic).- Polar Biology 7 (3): 153-162.
- HUNDT, R. & E. HUEBL (1985): Trisetum flavescens in the Semmering and Wechsel Mountains in the eastern Alps with special reference to land improvement aspects (Austria).- Tuexenia 0 (5): 303-316.
- ILIJANIC, L. & TOPIC (1989): On the sociology of *Chrysopogon gryllus* in Yugoslavia.- Acta Botanica Croatica 48 (0): 75-82.
- INNES, J.L. & R.J. WHITTAKER (1993): Relationships between the crown condition of Sitka and Norway spruce and the environment in Great Britain: An exploratory analysis.- Journal of Applied Ecology 30 (2): 341-360.
- ITO, S. ET AL. (1988): Ecological studies on the coastal *Pasania edulis* forests in northern Kyushu (Japan).- Science Bulletin of the Faculty of Agriculture Kyushu University 42 (34): 163-186.
- JÄGER, E.J. & G. MÖRCHEN (1977): Morphometrische Untersuchungen zur Fremdfaktorindikation an *Cirsium acaule* und *Euphorbia cyparissias*.- Wiss. Z. Martin-Luther-Univ. Halle, math.nat. R. 26: 115-122.
- JÄGER, E.J. (1980): Indikation von Luftverunreinigungen durch morphometrische Untersuchungen an höheren Pflanzen.- In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): Bioindikation. Teil 3. - Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 26 (P 10): 43-52.
- JANG, K.K.; H.K. SONG & S.D. KIM (1997): Study on classification of *Quercus mongolica* forests in Kangwon, do by phytosociological method and TWINSPAN.- Journal of Korean Forestry Society 86 (2): 214-222.
- JEGLUM, J.K. (1991): Definition of trophic classes in wooded peatlands by means of vegetation types and plant indicators.- Annales Botanici Fennici 28 (3): 175-192.
- JENSEN, C.L. & A.J. BELSKY, A. J. (1989): Grassland homogeneity in Tsavo National Park (west), Kenya.- African Journal of Ecology 27 (1): 35-44.
- JEREMIE, J. & B. JEUNE (1992): Vegetation of the stagnant aquatic environments of the Lesser Antilles and relationship between mineralization and distribution of macrophytes.- Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle Section B Adansonia Botanique Phytochimie 14 (2): 297-330.
- JIN, Z.Z. ET AL. (1994): A preliminary study on the floristic characteristics of seed plants in the dryhot river valley of Jinshajiang.- Acta Botanica Yunnanica 16 (1): 1-16.
- JINNO, N. ET AL. (1985): Vegetation of northwestern Kitakyushu City (Japan) and adjacent areas.- Journal of Uoeh (University of Occupational and Environmental Health) 7 (2): 151-174.
- JOHNSON, W.C. III. & H.D. COBLE (1986): Effects of three weed residues on weed and crop growth.- Weed Science 34 (3): 403-408.

- JONES, A.T.; M.A. MAYO & S.J. HENDERSON (1985): Biological and biochemical properties of an isolate of cherry raspberry leaf virus from red raspberry.- *Annals of Applied Biology* 106 (1): 101-110.
- JONES, G. (1992): Weed phytosociology and crop husbandry: Identifying a contrast between ancient and modern practice.- *Review of Palaeobotany and Palynology* 73 (14): 133-143.
- JONES, V.J. (1996): The diversity-distribution and ecology of diatoms from Antarctic inland waters.- *Biodiversity and Conservation* 5 (11): 1433-1449.
- KABIROV, R.R. & S.V. LYUBINA (1988): Method for evaluating the effect of herbicides on the communities of soil algae-using indicator species.- *Agro-khimiya* 0 (3): 105-109.
- KALETA, M. (1980): Pflanzengesellschaften als Indikator der Luftverunreinigung.- In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): *Bioindikation*. Teil 4. - *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg* 27 (P 11): 40-45.
- KEDDY, P.A.; L. TWOLAN-STRUTT, L. & I.C. WISHEU (1994): Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: Are they consistent across three environments?- *Journal of Ecology* 82 (3): 635-643.
- KENKEL, N.C. (1987): Trends and interrelationships in boreal wetland vegetation.- *Canadian Journal of Botany* 65 (1): 12-22.
- KESSLER, E. (1985): Upper limits of temperature for growth in *Chlorella* (Chlorophyceae).- *Plant Systematics and Evolution* 151 (12): 67-72.
- KHEDR, A.H. A. & M.A. EL-DEMERDASH (1997): Distribution of aquatic plants in relation to environmental factors in the Nile Delta.- *Aquatic Botany* 56 (1): 75-86.
- KINCHELOE, K.L. & R.A. STEHN (1991): Vegetation patterns and environmental gradients in coastal meadows on the Yukon-Kuskokwim delta, Alaska (USA).- *Canadian Journal of Botany* 69 (7): 1616-1627.
- KINZEL, H. & H. STUMMERER (1974): Enzymaktivitäts-Muster als Indikatoren für den physiologischen Zustand der Pflanzen unter Mineralstoff-Mangel.- *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 86: 505-512.
- KIRKMAN, W.B.; T.R. WENTWORTH & J.R. BAL-LINGTON (1989): The ecology and phytosociology of the creeping blueberries, *Vaccinium* section *Herpothamnus*.- *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 116 (2): 114-133.
- KIRKPATRICK, A.H. & B.S. RUSHTON (1997): The vegetation of Long Mountain, Co. Antrim, Northern Ireland.- *Botanical Journal of Scotland* 49 (1): 19-26.
- KLOSOWSKI, S.; H. TOMASZEWICZ & G. TOMASZEWICZ (1995): Habitat conditions of *Callitum palustris*, *Menyanthes trifoliatae* and *Potentilletum palustris* in northeastern Poland.- *Tuexenia* 0 (15): 205-219.
- KLÖTZLI, F. & A. GRÜNIG (1976): Seeufvegetation als Bioindikator. Zur Reaktion belasteter Seeufvegetation.- *Daten Dok. Umweltschutz* 19: 109-131.
- KLUMPP, A.; M. DOMINGOS & G. KLUMPP (1996): Assessment of the vegetation risk by fluoride emissions from fertiliser industries at Cubatao, Brazil.- *Science of the Total Environment* 192 (3): 219-228.
- KNABE, W. (1982): Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: suitable bioindicators for different immissions types.- In: STEUBING, L. & H.J. JÄGER (eds.): *Monitoring of Air Pollutants with Plants*. Junk Publ., The Hague-Boston-London: 59-72.
- KÖCK, U.-V. (1981): Fließgewässer-Makrophyten als Bioindikatoren der Wasserqualität des Flieth-Bachs (Dübener Heide).- *Limnologica*, Berlin 13: 501-510.
- KOHLER, A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. - *Beitr. naturk. Forsch. Südw. Dtschl.* 34: 149-159.
- KOMAI, K. & C.S. TANG (1989): Chemical constituents and inhibitory activities of essential oils from *Cyperus brevifolius* and *Cyperus kyllingia*.- *Journal of Chemical Ecology* 15 (8): 2171-2176.
- KOPECKY, K. (1992): Syntaxonomical classification of plant communities using the deductive method.- *Tuexenia* 0 (12): 13-24.
- KRAHULEC, F.; E. ROSEN & E. VAN-DER-MAAREL (1986): Preliminary classification and ecology of dry grassland communities on Olands Stora Alvar (Sweden).- *Nordic Journal of Botany* 6 (6): 797-809.
- KUHN, C. & A. OTTO (1988): EVA, the empirical vegetation science assessment system: A practice-oriented computer program.- *Floristische Rundbriefe* 22 (1): 55-67.
- KUMAR, S. (1992): Comparing classification and different ordinations of vegetation in the thar desert of India with implications in resource management.- *Tropical Ecology* 33 (1): 110-131.
- (1996): Trends in structural compositional attributes of dune-interdune vegetation and their edaphic relations in the Indian desert.- *Vegetatio* 124 (1): 73-93.
- KUTZELNIGG, H. (1984): Changes in the farmland weed flora in the area around Moers/Niederrhein (Germany) since 1950 and their causes.- *Tuexenia* 0 (4): 81-102.
- KUUSIPALO, J. (1985): An ecological study of upland forest site classification in southern Finland.- *Acta Forestalia Fennica* 19 (0): 1-78.
- KUUSIPALO, J. (1987): Relative importance of factors controlling the success of *Oxalis acetosella*: An example of linear modelling in ecological research.- *Vegetatio* 70 (3): 171-180.
- KUZHANTAIEVA, Z.Z. (1991): Morphological features of *Septoria Sacc.* species in culture.- *Mikologiya i Fitopatologiya* 25 (6): 502-507.
- KWIATKOWSKA, A. J. & T. WYSZOMIRSKI (1988): Decline of *Potentilla albae* Quercetum phytocenoses as-

- sociated with the invasion of *Carpinus betulus*.- Vegetatio 75 (12): 49-56.
- LA-ROI, G.H. (1992):
Classification and ordination of southern boreal forests from the Hondo-Slave Lake area of central Alberta. Canadian Journal of Botany 70 (3): 614-628.
- LA-ROI, G.H.; W.L. STRONG & D.J. PLUTH (1988):
Understorey plant community classifications as predictors of forest site quality for lodgepole pine and white spruce in west central Alberta (Canada).- Canadian Journal of Forest Research 18 (7): 875-887.
- LAHTI, T. & R.A. VAISANEN (1987):
Ecological gradients of boreal forests in South Finland: An ordination test of Cajander's forest site type theory.- Vegetatio 68 (3): 145-156.
- LARCHER, W. (1991):
Thermal limits of photosynthetic function and viability of leaves of *Persea indica* and *Persea americana*.- Acta Oecologica 12 (4): 529-542.
- LE-BROCQUE, A.F. & R.T. BUCKNEY (1995):
Vegetation and environmental patterns on soils derived from Hawkesbury Sandstone and Narrabeen substrata in Kuringgai Chase National Park, New South Wales.- Australian Journal of Ecology 20 (2): 229-238.
- LELAND, H.V. (1995):
Distribution of phytobenthos in the Yakima River basin, Washington, in relation to geology, land use, and other environmental factors.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52 (5): 1108-1129.
- LENZI, E. (1995):
Copper concentration levels in *Eichhornia crassipes* from lentic and lotic limnetic environments of Parana River Region of Porto Rico, Parana, Brazil.- Arquivos de Biologia e Tecnologia (Curitiba) 38 (2): 521-531.
- LIBBY, W.J. ET AL. (1997):
Genetic diversity in commercial forest tree plantations: Introductory comments to the 1994 SRIEG meeting papers.- Canadian Journal of Forest Research 27 (3): 397-400.
- LIPSEY, L.L. JR. (1988):
Preliminary results of a classification of fiftyone selected northeastern Wisconsin Lakes (USA) using indicator diatom species.- Hydrobiologia 166 (3): 205-216.
- LOBO, E.A.; K. KATOH & Y. ARUGA (1995):
Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan.- Freshwater Biology 34 (1): 191-204.
- LOWENSTEIN, F.L. & S. SHAW (1997):
Relationship of Phragmites invasion to water chemistry and community composition at Kamposoa Bog, Massachusetts.- Bulletin of the Ecological Society of America 78 (4 SUPPL.): 135.
- LUDLAM, S.D.; S. FEENEY & M.S.V. DOUGLAS (1996):
Changes in the importance of lotic and littoral diatoms in a high arctic lake over the last 191 years.- Journal of Paleolimnology 16 (2): 187-204.
- LYASOVSKAYA, L.M. (1985):
Use of plant indicators in engineering, geological studies in the Karakalpak Ustyurt (Uzbek SSR, USSR).- Problemy Osvoeniya Pustyn' 0 (1): 74-77.
- MAHN, E.G. (1981):
Zur Erfassung des Einflusses anthropogener Belastungen auf die Vegetation der Dübener Heide durch Bioindikatoren.- Naturwiss. Beiträge Mus. Dessau 2: 5-20.
- MAIER, R. (1979):
Zur Bioindikation von Bleiwirkungen in Pflanzen über Enzyme.- Verh. Ges. Ökol. 7: 315-322.
- MAKAREWICZ, J.C. (1993):
Phytoplankton biomass and species composition in Lake Erie, 1970 to 1987.- Journal of Great Lakes Research 19 (2): 258-274.
- (1987):
Phytoplankton composition, abundance, and distribution: Nearshore Lake Ontario and Oswego River and Harbor (New York, USA).- Journal of Great Lakes Research 13 (1): 56-64.
- MAKAREWICZ, J.C. & P. BERTRAM (1991):
A lakewide comparison study of phytoplankton biomass and its species composition in Lake Huron, 1971 to 1985.- Journal of Great Lakes Research 17 (4): 553-564.
- MAKSIMOV, V.N. & T.P. GORIDCHENKO (1985):
Use of the method of desirability function for evaluating the quality of water on the basis of periphyton content.- Biologicheskie Nauki (Moscow) 0 (8): 105-110.
- MALOSEJA, Z. & A. GECAJ (1983):
Algological investigations of the River Sitnica from Kuzmin to Velika Reka (Yugoslavia).- Acta Biologicae et Mediciniae Experimentalis 8 (2): 19-24.
- MALYNOVSKIY, K.A. & I.V. TSARYK (1991):
Problems of the study and protection of populations of rare species of the Carpathian flora.- Ukrayins'kyi Botanychnyi Zhurnal 48 (3): 13-21.
- MANNING, W.J. & W.A. FEDER (1980):
Biomonitoring air pollutants with plants.- Appl. Sci. Publ. LTD, London.
- MAPAURE, I. (1997):
A floristic classification of the vegetation of a forest, savanna boundary in southeastern Zimbabwe. Bothalia 27 (2): 185-193.
- MAST, R. (1995):
Spring vegetation and related units in the "Weser"-Leinebergland" (southern Lower Saxony).- Tuexenia 0(15): 139-159.
- MATTERN, G. & W. LICHT (1991):
Vegetation of a pine forest used as indicator of soil ecological factors as seen in the Lennebergwald.- Pollichia 0 (23): 433-459.
- MCCARTHY, B. ET AL. (1987):
Vegetation patterns and structure of an old, growth forest in southeastern Ohio (USA).- Bulletin of the Torrey Botanical Club 114 (1): 33-45.
- MCCAY, D.H.; M.D. ABRAMS & T.E. DEMEO, T. E. (1997):
Gradient analysis of secondary forests of eastern West Virginia.- Journal of the Torrey Botanical Society 124 (2): 160-173.
- MCCLANAHAN, T.R. & R.W. WOLFE (1993):
Accelerating forest succession in a fragmented landscape: The role of birds and perches.- Conservation Biology 7 (2): 279-288.

- MEILLEUR, A.; A. BOUCHARD & Y. BERGERON (1992):
The use of understory species as indicators of landform ecosystem type in heavily disturbed forest: An evaluation in the Haut-Saint-Laurent, Quebec.- *Vegetatio* 102 (1): 13-32.
- MELTOFTE, H. (1988):
Forest and nature conservation field stations: A guide to nature conservation.- *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 82 (34): 139-140.
- MIDGLEY, J.J. ET AL. (1997):
Population ecology of tree succulents (*Aloe* and *Pachypodium*) in the arid western Cape: Decline of keystone species.- *Biodiversity and Conservation* 6 (6): 869-876.
- MIKA, J.S. ET AL. (1985):
The impact of landapplied incinerator ash residue on a freshwater wetland plant community.- *Environmental Pollution Series A Ecological and Biological* 38 (4): 339-360.
- MILTON, S.J. & R.J. DEAN (1995):
How useful is the keystone species concept, and can it be applied to *Acacia erioloba* in the Kalahari Desert?.- *Z. f. Ökologie u. Naturschutz* 4: 147-156.
- MOES, G. & B. SAUERWEIN (1996):
Bulbous bluegrass (*Poa bulbosa* L.) in grasslands (*Festuco-Crepidetum capillaris* Huelb. et Kienast 78) of Kassel.- *Floristische Rundbriefe* 30 (1): 13-19.
- MÓMEU, L. & L.S. PETERFI (1985):
The ecological behavior of *Mallomonas* spp. (Synuraceae, Chrysophyceae) in Romania.- *Studia Universitatis Babeş, Bolyai Biologia* 30 (0): 5-10.
- MONK, C.D. ET AL. (1989):
A classification of the deciduous forest of eastern North America.- *Vegetatio* 80 (2): 167-182.
- MORREY, D.R.; K. BALKWILL & M.J. BALKWILL (1989):
Studies on serpentine flora: Preliminary analyses of soils and vegetation associated with serpentinite rock formations in the southeastern Transvaal (South Africa).- *South African Journal of Botany* 55 (2): 171-177.
- MOUSTAFA, A.E.R. A. & A. ZAYED (1996):
Effect of environmental factors on the flora of alluvial fans in southern Sinai.- *Journal of Arid Environments* 32 (4): 431-443.
- MÜLLER, J. (1957):
Spezifischer Nachweis von SO₂-Rauchschäden an Pflanzen mit Hilfe von Blattpigmentanalyse.- *Naturwissenschaften* 44: 453.
- MURIN, A. (1987):
Flowers as indicators of mutagenicity and phytotoxicity of polluted environments.- *Biologia (Bratislava)* 42 (5): 447-456.
- (1995):
Basic criteria for selection of plant bioindicators from the regional flora for monitoring of an environmental pollution.- *Biologia (Bratislava)* 50 (1): 37-40.
- MURPHY, K.J. & A.M. FOX & R.G. HANBURY (1987):
A multivariate assessment of plant management impacts on macrophyte communities in a Scottish canal.- *Journal of Applied Ecology* 24 (3): 1063-1080.
- MYKLESTAD, A. (1993):
The distribution of *Salix* species in Fennoscandia: A numerical analysis.- *Ecography* 16 (4): 329-344.
- NAEEM, S. (1997):
Nonabundance based keystone species: Perturbation in a pitcher plant.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 78 (4 SUPPL.): 153.
- NEL, P.J.; G.J. BREDEKAMP & N. VAN-ROOYEN (1993):
Ecological status of grass species in the red turfveld of the Springbok Flats Turf Thornveld, Transvaal.- *South African Journal of Botany* 5 (1): 45-49.
- NEUHAUSLOVA, Z. (1987):
Willow communities with *Salix alba* and *Salix fragilis* in the Czech Socialist Republic.- *Preslia (Prague)* 59 (1): 25-50.
- NICHOLAS, N.S.; S.M. ZEDAKER & C. EAGAR (1992):
A comparison of overstory community structure in three southern Appalachian sprucefir forest.- *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119 (3): 316-332.
- NICHOLSON, B.J. & L.D. GIGNAC (1995):
Ecotope dimensions of peatland bryophyte indicator species along gradients in the Mackenzie River Basin, Canada.- *Bryologist* 98 (4): 437-451.
- NIEPPOLA, J. (1993):
Site classification of *Pinus sylvestris* L. forests in southern Finland.- *Silva Fennica* 27 (1): 9-20.
- NILSSON, C. (1986):
Change in riparian plant community composition along two rivers in northern Sweden.- *Canadian Journal of Botany* 64 (3): 589-592.
- NISHIMOTO, T. (1991):
Classification and ordination of *Fagus crenata* forests in the Japan Sea region of the Chubu District, central Japan.- *Japanese Journal of Ecology (Kyoto)* 41 (2): 109-124.
- NOUCHI, I. (1988):
Leaf injury of plants and mechanism in injury by photochemical oxidants (ozone and peroxyacetyl nitrate).- *Bulletin of the National Institute of Agroenvironmental Sciences* 0 (5): 11-22.
- O'CONNOR, T.G. & B.M. CAMPBELL (1986):
Classification and condition of the vegetation types of the Nygahungwe area on the Lundi River, Gonarezhou National Park, Zimbabwe.- *South African Journal of Botany* 52 (2): 117-123.
- OBERDORFER, E. (1988):
Thoughts on the definition of the class *Querco Fagetea* and on linking phytosociology with formation science on the basis of the characteristic species method.- *Tuexenia* 0 (8): 375-380.
- ODASZ, A. M. (1988):
Quantification of characterspecies in vegetation at the tree limit, Brooks Range, northern Alaska (USA).- *Vegetatio* 75 (12): 65-72.
- (1996):
Bryophyte vegetation and habitat gradients in the Tikhaia Bay region, Hooker Island, Franz Josef Land, Arctic Russia.- *Bryologist* 99 (4): 407-415.
- ODLAND, A. (1991):
A synecological investigation of *Athyrium distentifolium*

- dominated stands in Western Norway.- *Nordic Journal of Botany* 11 (6): 651-673.
- (1992):
A synecological investigation of *Matteuccia struthiopteris* dominated stands in western Norway.- *Vegetatio* 102 (1): 69-95.
- OHLSON, M. ET AL. (1997):
Habitat qualities versus longterm continuity as determinants of biodiversity in boreal oldgrowth swamp forests.- *Biological Conservation* 81 (3): 221-231.
- OSWALD, W.W.; L.B. BRUBAKER & P.M. ANDERSON (1997):
Late Quaternary vegetation history of the Alaskan North Slope: An interpretation using indicator taxa.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 78 (4 SUPPL.): 293.
- OTTE, A. (1984):
Ackerwildkraut-Gesellschaften als Indikatoren für Nutzungsintensitäten im Raum Ingolstadt.- *Verh. Ges. Ökol.* 12: 255-268.
- OU, X. & Z. JIN (1987):
A research on the vegetation types of the dryhot river valley in Yuanmou (China): I. Units above association.- *Acta Botanica Yunnanica* 9 (3): 271-288.
- PALMER, A.R. (1991):
A syntaxonomic and synecological account of the vegetation of the eastern Cape midlands (South Africa).- *South African Journal of Botany* 57 (2): 76-94.
- (1991):
Vegetation/environment relationships in the central area of the Cape Midlands, South Africa.- *Coenoses* 6 (1): 29-38.
- PARATLEY, R.D. & T.J. FAHEY (1986):
Vegetation-environment relations in a conifer swamp in central New York (USA).- *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113 (4): 357-371.
- PARDOE, H.S. (1996):
Micro-scale patterns of modern pollen deposition within three alpine plant communities.- *New Phytologist* 132 (2): 327-341.
- PARK, Y.J. (1993):
Studies on the wild *Akebia quinata* for landscape use.- *Journal of the Korean Society for Horticultural Science* 34 (6): 454-462.
- PARKER, A. J. (1995):
Comparative gradient structure and forest cover types in Lassen volcanic and Yosemite National Parks, California.- *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 122 (1): 58-68.
- PARKER, K.C. (1988):
Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran desert (Arizona, USA).- *Vegetatio* 78 (3): 125-140.
- PARTRIDGE, T.R. (1991):
Vegetation/environment relationships in lowland and montane vegetation of the Kawarau Gorge, Central Otago, New Zealand.- *New Zealand Journal of Botany* 29 (3): 295-310.
- PEDERSEN, B. (1990):
Distributional patterns of vascular plants in Fennoscandia: A numerical approach.- *Nordic Journal of Botany* 10 (2): 163-190.
- PEGTEL, D.M. (1994):
Habitat characteristics and the effect of various nutrient solutions on growth and mineral nutrition of *Arnica montana* L. grown on natural soil.- *Vegetatio* 114 (2): 109-121.
- PEPPLER, C. (1987):
Nardetalia communities in the region of Werra-Meißner (West Germany).- *Tuexenia* 0 (7): 245-266.
- PIETSCH, W.H.O. (1996):
Recolonization and development of vegetation on mine spoils following brown coal mining in Lusatia.- *Water Air and Soil Pollution* 91 (12): 1-15.
- PIGNATTI, S. ET AL. (1995):
On the concept of vegetation class in phytosociology.- *Journal of Vegetation Science* 6 (1): 143-152.
- PIIRSOO, K. (1986):
Species composition and seasonal dynamics of phytoplankton in Matsalu Bay (Estonian SSR, USSR).- *Eesti Nsv Teaduste Akadeemia Toimetised Bioloogia* 35 (1): 61-71.
- PITKANEN, S. (1997):
Correlation between stand structure and ground vegetation: An analytical approach.- *Plant Ecology* 13 (1): 109-126.
- POOLE, S.C.; V.R. BOHMAN & J.A. YOUNG (1989):
Review of selenium in soils, plants and animals in Nevada, (USA).- *Great Basin Naturalist* 49 (2): 201-213.
- POPMA, J. ET AL. (1988):
Pioneer species distribution in treefall gaps in the Neotropical rain forest. A gap definition and its consequences.- *Journal of Tropical Ecology* 4 (1): 77-88.
- POSTHUMUS, A. C. (1982):
Morphological symptoms and yield alterations as criteria of evaluation in the monitoring of effects of air pollutants with plants.- In: STEUBING, L. & H.J. JÄGER (eds.): *Monitoring of Air Pollutants with Plants*. Junk Publ., The Hague-Boston-London: 73-77.
- POT, R. (1996):
Monitoring watercourse vegetation, a synecological approach to dynamic gradients.- *Hydrobiologia* 340 (13): 59-65.
- PYSEK, A. (1983):
Indication of pollution by oil hydrocarbons by changes in vegetation.- *Preslia* 55: 229-233.
- (1984):
Möglichkeiten der Ausnutzung von *Medicago sativa* L. zur schnellen und billigen Indikation des Erdgasausströmens.- *Zpr. Cs. Bot. Spolec. Praha* 19: 58-60.
- RABE, R. (1980):
Bioindication of air pollution by chlorophyll destruction in plant leaves.- *Oikos* 34: 163-167.
- RABE, R. & K.H. KREB (1979):
Enzyme activities and chlorophyll and protein content in plants as indicators of air pollution.- *Environm. Pollut.* 19: 119-137.
- RATCLIFFE, D.A.; H.J.B. BIRKS & H.H. BIRKS (1993):
The ecology and conservation of the Killarney fern *Trichomanes speciosum* Willd. in Britain and Ireland.- *Biological Conservation* 66 (3): 231-247.
- RATSIRARSON, J.; J.A.JR. SILANDER & A.F. RICHARD (1996):
Conservation and management of a threatened Madaga-

- scar palm species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle.- Conservation Biology 10 (1): 40-52.
- RATTER, J.A. ET AL. (1996):
Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: Comparison of the woody vegetation of 98 areas.- Edinburgh Journal of Botany 53 (2): 153-180.
- READ, D.G. & T.D. TWEEDIE (1996):
Floristics of habitats of *Pseudomys oralis* (Rodentia: Muridae).- Wildlife Research 23 (4): 485-493.
- REBELO, A.G. & S.A. TANSLEY (1993):
Using rare plant species to identify priority conservation areas in the Cape Floristic Region: The need to standardize for total species richness.- South African Journal of Science 89 (4): 156-161.
- REDDY, P.M. & V. VENKATESWARLU (1986):
Ecology of algae in the paper mill effluents and their impact on the river Tungabhadra (India).- Journal of Environmental Biology 7 (4): 215-224.
- REDTFELDT, R.A. & S.D. DAVIS (1992):
Water stress and xylem embolism in two co-occurring chaparral shrubs: *Adenostoma fasciculatum* and *Adenostoma sparsifolium*.- Bulletin of the Ecological Society of America 73 (2 Suppl.): 316.
- REID, M.A. ET AL. (1995):
The use of diatoms to assess past and present water quality.- Australian Journal of Ecology 20 (1): 57-64.
- REYNOLDS, D.B. (1988):
Moisture stress effects on absorption and translocation of four foliarapplied herbicides.- Weed Technology 2 (4): 437-441.
- RO-POULSEN, H. ET AL. (1981):
Elevated ozone levels in ambient air in and around Copenhagen indicated by means of tobacco indicator plants.- Oikos 36: 171-176.
- ROBERTS, T.M. (1972):
Plants as monitors of airborne metal pollution.- J. Environm. Plann. Pollut. Contr. 1: 43-54.
- RODRIGUES, A.M.F. (1995):
Phytoplankton and eutrophication of Furnas Lake (S. Miguel Island/Azores).- Boletim do Museu Municipal do Funchal 0 (SUPPL. 4): 637-649.
- ROSENSTROM, U. & L. LEPISTO (1996):
Phytoplankton indicator species of different types of boreal lakes.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 116 (0): 131140.
- ROST-SIEBERT, K. & G. JAHN (1988):
Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionseinwirkungen?- Forst u. Holz 43 (4): 75-81.
- RUSE, L.P. & A.J. HUTCHINGS (1996):
Phytoplankton composition of the River Thames in relation to certain environmental variables.- Archiv für Hydrobiologie, Supplement 113 (14): 189-201.
- SAAN, B. VAN; K. KRAUSE & C. EMMERLING (1995):
Farne, Regenwürmer und Böden als Indikatoren für Schwermetalle in abgestufter Distanz zur Bleihütte Braubach.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. 24. Jahrestagung Frankfurt/Main 1994 / Gesellschaft für Ökologie. Band 24: 653-656.
- SAAVEDRA, M. (1990):
Influence of environmental factors on the weed flora in crops in the Guadalquivir Valley (Spain).- Weed Research 30 (5): 363-374.
- SAETERSDAL, M. & H.J.B. BIRKS (1993):
Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: Vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway.- Biological Conservation 65 (2): 121-132.
- SAGE, R.B. (1995):
Factors affecting wild plant communities occupying short rotation coppice crops on farmland in the UK and Eire.- BRITISH CROP PROTECTION COUNCIL. Brighton Crop Protection Conference: Weeds, Vols. 13., International Conference, Brighton, England, UK, November 20-23, 1995. xxiii+419p.(vol. 1.), xxiii+359p.(vol. 2.), xxi-ii+421p.(vol. 3): 985-990.
- SAINT-MARTIN, K. & M. DURAND-CLEMENT & P. BOURDEAU, P. (1988):
Contribution to the study of the relations between macroalgae and *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae), responsible for ciguatera.- Cryptogamie Algologie 9 (3): 195-202.
- SAMOILOVA, T.S. ET AL. (1986):
Effect of forest strips along a highway on the agrochemical and microbiological characteristics of arable land.- Sel'skokhozyaistvennaya Biologiya 0 (6): 117-120.
- SAMWAYS, M.J. & S.D. MOORE (1991):
Influence of exotic conifer patches on grasshopper (Orthoptera) assemblages in a grassland matrix at a recreational resort, Natal, South Africa.- Biological Conservation 57 (2): 117-138.
- SANTRA, S.C. ET AL. (1989):
Phytoplanktons of Bhagirathi-Hooghly Estuary (India): An illustrative accounts.- Indian Biologist 21 (1): 1-27.
- SASTAD, S. & A. MOEN (1995):
Classification of mire localities and mire species in central Norway by vegetational regions, Ellenberg species indicator values and climatic data.- Gunneria 0 (70): 177-198.
- SATO, T. (1987):
Geographical topoecology and stability of leaf characteristics of *Polystichum tripterum* in Japan with reference to vegetation and leafshape.- Acta Phytotaxonomica et Geobotanica 38 (0): 359-379.
- SCHAFFER, G.N. (1989):
Site indicator species for predicting productivity of pine plantations in the Southern Cape (South Africa).- South African Forestry Journal 0 (148): 7-17.
- SCHÄLLER, G. ET AL. (1985):
Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. VII. Untersuchungen zur Stabilität und Belastbarkeit von Grasland-Ökosystemen.- Wiss.Z.Univ.Jena, naturwiss.R. 34: 323-338.
- SCHAMINEE, J.H.J.; V. WESTHOFF & G.H.P. ARTS (1992):
The plant communities of the class Littorelletea in The Netherlands, considered in a European context.- Phytocoenologia 20 (4): 529-558
- SCHICKHOFF, U. (1996):
Contributions to the synecology and syntaxonomy of West Himalayan coniferous forest communities.- Phytocoenologia 26 (4): 537-581.

- SCHNEIDER, U. & H. KEHL (1987):
Seedbank and vegetation relevés of East Mediterranean therophyte stands.- *Flora (Jena)* 179 (5): 345-354.
- SCHUBERT, R. (1977):
Ausgewählte pflanzliche Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in terrestrischen Ökosystemen durch anthropogene Beeinflussung unter besonderer Berücksichtigung industrieller Ballungsgebiete.- *Hercynia N.F.* 14: 399-412.
- (1980):
Erarbeitung eines Kataloges ausgewählter Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in den terrestrischen Ökosystemen durch anthropogene Beeinflussung mit besonderer Berücksichtigung industrieller Ballungsgebiete (Bez. Halle und Leipzig).- *Forschungsber. Halle*.
- (1982):
Selected plant bioindicators used to recognize air-pollution.- In: STEUBING, L. & H.-J. JÄGER (Eds.): *Monitoring of Air Pollutants by Plants*. Junk Publ., The Hague: 47-51.
- (Hrsg., 1991):
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.- Stuttgart, G. Fischer: 338 S.
- (1995):
Classification of plant communities. A contribution to discussion.- *Tuexenia* 0 (15): 3-9.
- SCHWARZ, A.G. & R.W. WEIN (1997):
Threatened dry grasslands in the continental boreal forests of Wood Buffalo National Park.- *Canadian Journal of Botany* 75 (8): 1363-1370.
- SEAWARD, M.R.D. & E.A. BYLINSKA (1980):
Plant-substrate correlations in bioindication studies of metals.- In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): *Bioindikation*. Teil 1. *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg* 24 (P 8): 45-51.
- SEISCHAB, F.K. & J.M. BERNARD (1990):
Pitch pine (*Pinus rigida*) communities in central and western New York (USA).- *Bulletin of the Ecological Society Of America* 71 (2 Suppl.): 322.
- SEISCHAB, F.K. J.M. BERNARD (1991):
Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) communities in central and western New York.- *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 118 (4): 412-423.
- SIKORSKA, E. (1992):
Vegetal cover species in forest undergrowth as indicators of mountain forest environment.- *Acta Agraria et Silvicultura Series Silvestris* 30 (0): 3-18.
- SILANDER, J.A. JR. & J. RATSIRARSON (1995):
The conservation and management of a threatened palm species in Madagascar: *Neodypsis decaryi*- In: PATTERSON, B.D.; S.M. GOODMAN & J.L. SEDLOCK (eds.). *Environmental change in Madagascar*. Symposium, Chicago, Illinois, USA, June 24, 1995. ii+143p.: 50-51, 119-120.
- SIMENSTAD, C.A. ET AL. (1996):
Use of Rodeo and X77 spreader to control smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in a southwestern Washington estuary: 2. Effects on benthic microflora and invertebrates.- *Environmental Toxicology and Chemistry* 15 (6): 969-978.
- SINGH, R. & I. MAHAJAN (1987):
Some physico, chemical factors and phytoplankton of Rewalsar Lake, Himachal Pradesh (India).- *Geobios (Jodhpur)* 14 (1): 6-9.
- SMALL, A.M. ET AL. (1996):
A macrophyte, based rapid biosurvey of stream water quality: Restoration at the watershed scale.- *Restoration Ecology* 4 (2): 124-145.
- SMITH, M.L. (1995):
Community and edaphic analysis of upland northern hardwood communities, central Vermont, USA.- *Forest Ecology and Management* 72 (23): 235-249.
- SONG, H.K. (1990):
An analysis of vegetation-environment relationships of Mt. Gyeryong (Kore) and Mt. Deokyu by detrended canonical correspondence analysis.- *Journal of Korean Forestry Society* 79 (2): 216-221.
- SONG, H.K. ET AL. (1992):
The analysis of vegetation-environment relationships of Mt. Jungwangsang by TWINSpan (two-way indicator species analysis) and DCCA (detrended canonical correspondence analysis) ordination.- *Journal of Korean Forestry Society* 81 (3): 247-254.
- SONG, H.K.; K.K. JANG & S.D. KIM (1995):
An analysis of vegetation-environment relationships of *Quercus mongolica* communities by TWINSpan and DCCA.- *Journal of Korean Forestry Society* 84 (3): 299-305.
- SONG, H.K. & S.D. KIM (1992):
The analysis on the forest community in Mt. Paekdu by two-way indicator species analysis and detrended canonical correspondence analysis ordination.- *Journal of Korean Forestry Society* 81 (4): 310-319.
- SONG, H.K.; S.D. KIM & K.K. JANG (1995):
An Analysis of Vegetation, Environment Relationships of *Pinus densiflora* for erecta and Chunyang, type of *Pinus densiflora* Communities by TWINSpan and DCCA.- *Journal of Korean Forestry Society* 84 (2): 266-274.
- SONG, J.S. (1991):
Review of phytosociological vegetation units of *Abies koreana* Forest on Mt. Halla.- *Korean Journal of Botany* 34 (4): 341-347.
- SOWUNMI, M.A. (1995):
Pollen of Nigerian plants: II. Woody species.- *Grana* 34 (2): 120-141.
- SPIES, T.A. & B. BARNES, B. (1985):
Ecological species groups of upland northern hardwood, hemlock forest ecosystems of the Sylvania Recreation Area, Upper Peninsula, Michigan (USA).- *Canadian Journal of Forest Research* 15 (5): 961-972.
- SPRINGUEL, I.; M. SHEDED & K.J. MURPHY (1997):
The plant biodiversity of the Wadi Allaqi Biosphere Reserve (Egypt): Impact of Lake Nasser on a desert Wadi ecosystem.- *Biodiversity and Conservation* 6 (9): 1259-1275.
- SQUIRES, L.E. & N.S. SAOÛD (1986):
Effects of water quality and season on diatom community structure in the Damour River, Lebanon.- *Hydrobiologia* 133 (2): 127-142.
- ST-LAURENT, D. ET AL. (1992):
Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to

- Selenastrum capricornutum using microplate and flask bioassay procedures.- Environmental Toxicology and Water Quality 7 (1): 35-48.
- STEINAUER, G.; S. ROLFSMEIER & J.P. HARDY (1996):
Inventory and floristics of sandhills fens in Cherry County, Nebraska.- Transactions of the Nebraska Academy of Sciences 23 (0): 9-21.
- STEINMAN, A.D. & G.A. LAMBERTI (1988):
Lotic algal communities in the Mount St. Helens Region (Washington, USA) six years following the eruption.- Journal of Phycology 24 (4): 482-489.
- STEUBING, L. & H.-J. JÄGER (eds., 1982):
Monitoring of Air Pollutants by Plants. Methods and Problems.- (Tasks for Veget. Sci. 7.) Junk Publ., The Hague-Boston-London.
- STEVENSON, R.J. & K.D. WHITE (1995):
A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA.- Hydrobiologia 297 (3): 201-216.
- STEWART, G.H. & L.E. BURROWS, (1994):
Coarse woody debris in old, growth temperate beech (Nothofagus) forest of New Zealand.- Canadian Journal of Forest Research 24 (10): 1989-1996.
- STEWART, G.H. ET AL. (1993):
Beech-hardwood forest composition-landforms, and soil relationships, north Westland, New Zealand.- Vegetatio 106 (2): 111-125.
- SUN, E.J. (1995):
Effects of air pollution on vegetation in Taiwan.- Plant Protection Bulletin (Taichung) 37 (2): 141-156.
- SURING, L.H. & W.B. SIDLE (1989):
Selection and use of management indicator species on National Forests in Alaska (USA).- In: PENDLETON, B. G. (ed.). Institute for Wildlife Research National Wildlife Federation Scientific and Technical Series, No. 12. Proceedings of the western raptor management symposium and workshop., Boise, Idaho, USA, October 26-28, 1987. xi+317p.: 273.
- SWIEBODA, M. & A. KALEMBA (1981):
The use of *Sphagnum recurvum* Pal. Beauv. as biological tests for determination of the level of pollution with fluoride compounds and sulphur dioxide in the environment.- Acta Soc. Bot. Poloniae 50: 541-551.
- SYKORA, K.V. & V. WESTHOFF (1985):
Synecology and syntaxonomy of *Apium repens* and *Scirpus cariciformis* in particular in the eastern part of Zeeuws-Vlaanderen (Province of Zeeland, The Netherlands).- Tuexenia 0 (5): 41-58.
- SZALMA, E. & G. BODROGKOZY (1985):
Phytocenology of *Wolffietum arrhizae*: 60. Element content of its species components as well as sediment and water samples.- Tiscia (Szeged) 20 (0): 45-54.
- TAREEN, R.B. & S.A. QADIR (1991):
Phytosociology of the hills of Quetta (Baluchistan, Pakistan) district.- Pakistan Journal of Botany 23 (1): 90-114.
- TAYLOR, S. J.; T.J. CARLETON & P. ADAMS (1988):
Understorey vegetation change in a *Picea mariana* chronosequence.- Vegetatio 73 (2): 63-72.
- TEMNISKOVA-TOPALOVA, D. (1990):
Biostratigraphic division of northeastern Bulgarian Miocene with respect to diatom algae.- NIKOLOV, T. G. (ed.). Mikrofossilii v bolgarskoi stratigrafii., (Microfossils in Bulgarian stratigraphy), Joint Session on Microfossils in Bulgarian Stratigraphy during the Second Congress of Bulgarian Geologists and the XIV. Congress of the Carpathian-Balkan Geological Association, Sofia, Bulgaria, September 19-23, 1989. 115p.: 73-80.
- THOMSON, J.D. ET AL. (1991):
Genetic mosaics in strangler fig trees: Implications for tropical conservation.- Science (Washington DC) 254 (5035): 1214-1216.
- TISCHLER, W. (1993):
Einführung in die Ökologie. - G. Fischer, Stuttgart.
- TOBIN, R.W.; J.R. PACKHAM & A.J. WILLIS (1987):
The woodlands of Telford New Town (England, UK): Their history, variation and conservation.- Field Studies 6 (4): 589-616.
- TOIVONEN, H. (1985):
Changes in the pleustophytic macrophyte flora of 54 small Finnish lakes in 30 years.- Annales Botanici Fennici 22 (1): 37-44.
- TORT, M. & E. LAURENT (1989):
Notes on *Gagea saxatilis* in the basaltic streams of the high Allier river valley.- Revue des Sciences Naturelles d'Auvergne 55 (14): 25-29.
- TREITZ, P.M. ET AL. (1992):
Application of detailed ground information to vegetation mapping with high spatial resolution digital imagery.- Remote Sensing of Environment 42 (1): 65-82.
- TSCHARNTKE, T. (1992):
Fragmentation of Phragmites habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds.- Conservation Biology 6 (4): 530-536.
- TSUYUZAKI, S. & F. KANDA (1996):
Revegetation patterns and seedbank structure on abandoned pastures in northern Japan.- American Journal of Botany 83 (11): 1422-1428.
- TWIGG, L.E. & B.J. FOX (1991):
Recolonization of regenerating open forest by terrestrial lizards following sand mining.- Australian Journal of Ecology 16 (2): 137-148.
- UEMURA, S.; Y. TAKEDA & S. NAKANISHI (1987):
Behaviors of the main temperate plants in Hokkaido (Japan) along climatic gradients.- Japanese Journal of Ecology 36 (3): 141-152.
- VALACHOVIC, M. (1995):
The role of cryptogams in differentiation of plant communities on the shady rocks in Western Carpathians.- Thaiszia 5 (2): 131-152.
- VAN-LEERDAM, A.; R.J. ZAGT & E.J. VENEKLAAS (1990):
The distribution of epiphyte growthforms in the canopy of a Colombian cloudforest.- Vegetatio 87 (1): 59-72.
- VANDENDOOL, E. & M. VEERKAMP (1997):
Clay soil fungi: Part III: Clay soil forest habitats in Utrecht: Rare species in the past and present.- Coolia 40 (2): 73-133.

- VAN-DER-WERF, S. (1991):
The influence of coppicing on vegetation.- *Vegetatio* 92 (2): 97-110.
- VAN-REES, H. & J.H.G. HOLMES (1986):
The botanical composition of the diet of freeranging cattle on an alpine range in Australia.- *Journal of Range Management* 39 (5): 392-395.
- VAZQUEZ, J.A. & G. NORMAN (1995):
Identification of sitetypes important for rare ferns in an area of deciduous woodland in northwest Spain.- *Vegetatio* 116 (2): 133-146.
- VELAZQUEZ, A. & A.M. CLEEF (1993):
The plant communities of the volcanoes "Tlaloc" and "Pelado", Mexico.- *Phytocoenologia* 22 (2): 145-191.
- VESELOVA, T.D. (1996):
On the possibility of revealing species: Indicators of the environmental pollution on the basis of the male reproductive structure analysis in angiosperms.- *Byulleten' Moskovskogo Obschestva Ispytatelei Prirrody Otdel Biologicheskii* 101 (4): 69-72.
- VIGDERSON, S.H. & C.F. FRIESE (1995):
Landscape analysis of plantmicrobe diversity along a moisture gradient from fog forest to semiarid shrubsteppe in Parque Nacional Fray Jorge, north, central Chile.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 76 (2 SUPPL. PART 2): 273.
- VINEBROOKE, R.D. & M.D. GRAHAM (1997):
Periphyton assemblages as indicators of recovery in acidified Canadian shield lakes.- *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54 (7): 1557-1568.
- VITT, D.H. (1994):
An overview of factors that influence the development of Canadian peatlands.- *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 0 (169): 7-20.
- VITT, D.H. & R.J. BELLAND (1995):
The bryophytes of peatlands in continental western Canada.- *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 40 (1): 339-348.
- VOMPERSKY, S.E. & A.I. IVANOV (1993):
Classification of mires in the forestry in the former USSR.- *Suo (Helsinki)* 44 (3): 57-62.
- VYVERMAN, W. & K. SABBE (1995):
Diatom-temperature transfer functions based on the altitudinal zonation of diatom assemblages in Papua New Guinea: A possible tool in the reconstruction of regional palaeoclimatic changes.- *Journal of Paleolimnology* 13 (1): 65-77.
- WACHOWSKA-SERWATKA, K.J. SERWATKA (1984):
Copperprocessing works emission impact on the chemical composition of selected plant species.- *Ekologia Polska* 32 (1): 79-102.
- WADA, K. (1996):
Swamp forest of *Alnus japonica* in the northern part of Nagano Prefecture.- *Bulletin of Institute of Nature Education in Shiga Heights* 0 (33): 27-33.
- WALDREN, S.; J. FLORENCE & A.J. CHEPSTOWLU-STY (1995):
A comparison of the vegetation communities from the islands of the Pitcairn Group.- *Biological Journal of the Linnean Society* 56 (12): 121-144.
- WANDTNER, R. (1981):
Indikatoreigenschaften der Vegetation von Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland für Schwermetallimmissionen.- (Diss. Bot. 59) Cramer, Vaduz.
- WANG, G.G. (1995):
White spruce site index in relation to soil, understory vegetation, and foliar nutrients.- *Canadian Journal of Forest Research* 25 (1): 29-38.
- (1997):
Soil nutrient regime classification for white spruce stands in the Subboreal Spruce Zone of British Columbia.- *Canadian Journal of Forest Research* 27 (5): 679-685.
- WANG, W. & K. FREEMARK (1995):
The use of plants for environmental monitoring and Assessment.- *Ecotoxicology and environmental safety* 30: 289-301.
- WARD, D. & C. ROHNER (1997):
Anthropogenic causes of high mortality and low recruitment in three *Acacia* tree taxa in the Negev desert, Israel.- *Biodiversity and Conservation* 6 (6): 877-893.
- WEBSTER, S.D. & K.J. KIRBY (1987):
A comparison of the structure and composition of an ancient and an adjacent recent wood in Essex (England, UK).- *London Naturalist* 0 (67): 33-45.
- WECKSTROM, J.; A. KORHOLA & T. BLOM (1997):
Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes.- *Hydrobiologia* 347 (0): 171-184.
- WEIGMANN, G. (1991):
Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influence by traffic and air pollution.- *Water Air and Soil Pollution* 5758 (0): 655-664.
- WESSTROM, I. & E. STEEN (1993):
Recover of vegetation after soil conservation measures in mountain ares of central Tunisia.- *Ecologia Mediterranea* 19 (0): 99-109.
- WESTFALL, R.H.; G.H. THERON & N. ROOYEN (1997):
Objective classification and analysis of vegetation data.- *Plant Ecology* 132 (2): 137-154.
- WESTON, L. A.; R. HARMON & S. MUELLER (1989):
Allelopathic potential of sorghum-sudangrass hybrid (sudeX).- *Journal of Chemical Ecology* 15 (6): 1855-1866.
- WHEELER, B.D. (1988):
Species richness, species rarity and conservation evaluation of richfen vegetation in lowland England and Wales (UK).- *Journal of Applied Ecology* 25 (1): 331-352.
- WHINAM, J. (1989):
Structure and floristic composition of the Heard Island (South Indian Ocean) "pool complex" community.- *Polar Biology* 9 (8): 499-504.
- WHISENANT, S.G.; T.L. THURLOW & S.J. MARANZ (1995):
Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites.- *Restoration Ecology* 3 (1): 61-67.
- WHISENANT, S.G. & F.J. WAGSTAFF (1991):
Successional trajectories of a grazed salt desert shrubland.- *Vegetatio* 94 (2): 133-140.
- WHITFORD, T.C. (1990):
Oldgrowth Douglasfir forests on the Lewis and Clark

National Forest, Montana (USA).- Northwest Environmental Journal 6 (2): 394-396.

WHITFORD, W.G. (1996):

The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems.- Biodiversity and Conservation 5 (2): 185-195.

WHITNEY, G.G. (1985):

A quantitative analysis of the flora and plant communities of a representative midwestern USA town.- Urban Ecology 9 (2): 143-160.

WITKOWSKI, E.T.F. & T.G. O'CONNOR (1996):

Topo, edaphic, floristic and physiognomic gradients of woody plants in a semiarid African savanna woodland.- Vegetatio 124 (1): 9-23.

WU, J. T. (1991):

Periodicity of phytoplankton in a water reservoir in northern Taiwan.- Taiwania 36 (4): 291-302.

WULF, M. (1995):

Frullania tamarisci (L.) Dum. in the Neuenburg "Urwald": An indicator species of "historically old" forests?- Floristische Rundbriefe 29 (1): 101-103.

WYNN-WILLIAMS, D.D. (1996):

Response of pioneer soil microalgal colonists to environmental changes in Antarctica.- Microbial Ecology 31 (2): 177-188.

XU, Z.F. ET AL. (1994):

The changing tendency of plant species diversity in the fragmental tropical rainforest in Southern Yunnan, China.- Journal of Plant Resources and Environment 3 (2): 9-15.

ZAMPELLA, R.A. & K.J. LAIDIG (1997):

Effect of watershed disturbance on Pinelands stream vegetation.- Journal of the Torrey Botanical Society 124 (1): 52-66.

ZANOKHA, L.L. (1995):

The association *Sanguisorbo officinalis-Allietum schoenoprasii* in the western part of the Taimyr Peninsula.- Botanicheskii Zhurnal (St. Petersburg) 80 (8): 85-92.

ZOLTAI, S.C. & D.H. VITT (1995):

Canadian wetlands: Environmental gradients and classification.- Vegetatio 118 (12): 131-137.

ZU-ZAI, F. & M. LIU-HONG (1996):

The loss and restoration of biodiversity in degraded tropical rainforest ecosystems.- Acta Botanica Yunnanica 18 (4): 433-438.

1.2 Tierreich

1.2.1 Säugetiere

ABARNOU, A.; D. ROBINEAU & P. MICHEL (1986): Organochlorine contamination of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) from the Kerguelen Islands (southern Indian Ocean).- Oceanologica ACTA 9 (1): 19-30.

ALLGOEWER, R.; F. BAUM & J. HAEDRICH (1995): Untersuchungen der Schadstoffbelastung von Kleinsäugetieren mit chlorierten Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen im Rahmen des "Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg" Miniaturisierung der Untersu-

chungsmethode und erste Ergebnisse.- Veröffentlichungen Projekt "Angewandte Ökologie" Drittes (3.) Statuskolloquium Projekt "Angewandte Ökologie" 12, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 427-439.

ARMBURSTER, P. & R. LANDE (1993):

A population viability analysis for African Elephant (*Loxodonta africana*): How big should reserves be?- Conservation Biology 7: 606-610.

BAKEW. (1995):

Restoring healthy riparian ecosystems on western rangelands: Beaver as a keystone species.- Bulletin of the Ecological Society of America 76 (2 SUPPL. PART 2): 10.

BERGER, J. (1997):

Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores.- Conservation Biology 11 (1): 69-78.

BILSING, A. (1979):

Untersuchungen zur Analyse des Wirkungsgrades auditiver und visueller informationeller Parameter auf verhaltensrelevante Reaktionen des Meerschweinchens (*Cavia aperea* f. *porcellus*) in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen.- Diss. (B), Humboldt-Univ. Berlin.

BLONDIN, O. & C. VIAU (1992):

Benzo(a)pyreneblood protein adducts in wild woodchucks used as biological sentinels of environmental polycyclic aromatic hydrocarbons contamination.- Archives of Environmental Contamination and Toxicology 23 (3): 310-315.

BORGES, R.M. (1993):

Figs, Malabar giant squirrels, and fruit shortages within two tropical Indian forests.- Biotropica 25 (2): 183-190.

BRIGHT, P.W. & P.A. MORRIS (1996):

Why are Dormice rare? A case study in conservation biology.- Mammal Review 26 (4): 157-187.

BRINKMANN, R.; L. BACH; C. DENSE; H. LIMPENS; G. MÄSCHER & U. RAHMEL (1996):

Fledermäuse in Naturschutz- und Eingriffsplanungen - Hinweise zur Erfassung, Bewertung und planerischen Integration. - Naturschutz u. Landschaftsplanung 28 (8): 229-236.

BULL, E.L.; R.S. HOLTHAUSEN & L.R. BRIGHT (1992):

Comparison of 3 techniques to monitor marten.- Wildlife Society Bulletin 20 (4): 406-410.

GEIERSBERGER, I.; G. VON LOSSOW & P. RUBECK (1994):

Der Biber - Leitart für naturnahe Auen. Praxisinformation für BN Kreis und Ortsgruppen.-InfoDienst 135: 12 S.

GNAMUS, A.; M. HORVAT & P. STEGNAR (1995):

The mercury content among deer and of browsed foliage as a means of ascertaining environmental pollution of the mining regions of Idrija, a case study from Slovenia.- Zeitschrift für Jagdwissenschaft 41 (3): 198-208.

GOLDINGAY, R.L.; P.A. KELLY & D.F. WILLIAMS (1997):

The kangaroo rats of California: Endemism and conservation of keystone species.- Pacific Conservation Biology 3 (1): 47-60.

HADLY, E.A. (1996):

Influence of late holocene climate on Northern Rocky

- Mountain mammals.- Quaternary Research (Orlando) 46 (3): 298-310.
- HALL, S.J.G. (1988):
Chillingham Park (England, UK) and its herd of white cattle: Relationships between vegetation classes and patterns of range use.- Journal of Applied Ecology 25 (3): 777-790.
- HANSKI, I. & H. HENTTONEN (1996):
Predation on competing rodent species: A simple explanation of complex patterns.- Journal of Animal Ecology 65 (2): 220-232.
- LANDRES, P.B.; J. VERNER & J.W. THOMAS (1988):
Ecological uses of vertebrate indicator species, a critique.- Conserv. Biol. 2: 316-328.
- MCSHEA, W.J. & J.H. RAPPOLE (1992):
Whitetailed deer as keystone species within forest habitats of Virginia.- Virginia Journal of Science 43 (1 PART B): 177-186.
- MEINIG, H. (1992):
Möglichkeiten und Grenzen der ökologischen Habitatbewertung mittels Säugetieren.- In: EICKHORST, R. (Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung, Duisburg, Verlag für Ökologie und Faunistik: 39-54.
- (1996):
Differenzierte Standortbewertung durch Kleinsäuger-Bestandsaufnahmen.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 46: 35-43.
- MILLER, B.; G. CEBALLOS & R. READING (1994):
The prairie dog and biotic diversity.- Conservation Biology 8 (3): 677-681.
- MÜLLER-STIESS, H. & H. ANSORGE (1996):
Der Fischotter (*Lutra lutra*) - wertgebende Säugetierart in ökologischen Beiträgen zu Fachplanungen.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 46: 117-123.
- NAIMAN, R.J.; J.M. MELILLO & J.E. HOBBIE (1986):
Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*).- Ecology 67 (5): 1254-1269.
- NUMMI, P. (1989):
Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks.- Annales Zoologici Fennici 26 (1): 43-52.
- PACHECO, J.; G. CEBALLOS & R. LIST (1996):
Mammal diversity in blacktailed prairie dog colonies in Mexico.- Bulletin of the Ecological Society of America 77 (3 SUPPL. PART 2): 338.
- PAYTON, I.J. ET AL. (1997):
Response of selected tree species to culling of introduced Australian brushtail possums *Trichosurus vulpecula* at Waipoua Forest, Northland, New Zealand.- Biological Conservation 81 (3): 247-255.
- READ, D.G. & T.D. TWEEDIE (1996):
Floristics of habitats of *Pseudomys oralis* (Rodentia: Muridae).- Wildlife Research 23 (4): 485-493.
- RIVERSMOORE, N.A. & M.J. SAMWAYS (1996):
Game and cattle trampling, and impacts of human dwellings on arthropods at a game park boundary.- Biodiversity and Conservation 5 (12): 1545-1556.
- SCHRÖPFER, R. (1983):
Die Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens* Pennat 1771) als Biotopgütezeiger für Uferhabitate an Fließgewässern.- Verh. dt. Zool. Ges., 1983: 137-141.
- SHAFFER, M. (1993):
Dertermining minimum viable population sizes for the gizzly bear.- International Conference on Bear research and Management: 133-139.
- SINGH, M. ET AL. (1997):
Inter- and intraspecific associations of nonhuman primates in Anaimalai Hills, South India.- Mammalia 61 (1): 17-28.
- STORM, G. L.; R.H. YAHNER & E.D. BELLIS (1993):
Vertebrate abundance and wildlife habitat suitability near the Palmerton zinc smelters, Pennsylvania.- Archives of Environmental Contamination and Toxicology 25 (4): 428-437.
- VERESHCHAGIN, N.K. & G.F. BARYSHNIKOV (1991):
The ecological structure of the "mammoth fauna" in Eurasia.- Annales Zoologici Fennici 28 (34): 253-259.

1.2.2 Avifauna

- ADAMUS, P.R. (1995):
Validating a habitat evaluation method for predicting avian richness.- Wildlife Society Bulletin 23 (4): 743-749.
- ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (NNA) (Hrsg., 1997):
Themenschwerpunkt: Vögel in der Landschaftsplanung.- Mitteilungen aus der NNA 8 (2): 70-112.
- BERGMANN, M. (1997):
Anwendungsmöglichkeiten des Leitartenmodells am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Emden und eines avifaunistischen Gutachtens zum Besonderen Schutzgebiet "Ostfriesische Meere".- Mitteilungen aus der NNA 8 (2): 91-99.
- BEZZEL, E. (1976):
Vögel als Bewertungskriterien für Schutzgebiete - einfache Beispiele aus der Planungspraxis.- Natur u. Landsch. 51 (1976): 73 - 78.
- BOELSCHER, B. (1988):
On habitat selection of bird species on northwest German raised bogs: A contribution to landscape evaluation. Braunschweiger Naturkundliche Schriften (1): 29-120.
- (1995):
Largescaled distribution patterns of summer birds on a fen complex in the subcontinental part of northern Germany: Droemling for example.- Braunschweiger Naturkundliche Schriften 4 (4): 743-754.
- BULL, E.L.; R.S. HOLTHAUSEN & M.G. HENJUM (1990):
Techniques for monitoring pileated woodpeckers.- US Forest Service General Technical Report Pnw 0 (269): 1-13.
- CROCKFORD, N.J.R. ET AL. (1997):
Zusammenfassung des europaweiten Artenschutzprogramms für den Wachtelkönig *Crex crex*.- Die Vogelwelt 118: 169-174.
- DAILY, G.C.; P.R. EHRLICH & N.M. HADDAD (1993):
Double keystone bird in a keystone species complex.- Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 90 (2): 592-594.
- DIETRICH, J. & H. ELLENBERG (1986):
Habicht-Mauserfedern als hochintegrierende standardisierte Umweltproben.- Verh. Ges. Ökol. 14: 413-426.

- ELLENBERG, H. (1981):
Was ist ein Bioindikator? - Sind Greifvögel Bioindikatoren? - Ökol. Vogel (Ecol. Birds) 3: 83-99.
- (1982):
Was ist ein Bioindikator? Sind Vögel Bioindikatoren? Seevögel (Sonderbd.).- Z. Verein Jordsand, Hamburg: 153-158.
- ELLENBERG, H. JR. ET AL. (1986):
Vögel als Biomonitoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten. Ein Überblick.- Verh. Ges. Ökol. 14: 403-412.
- ELLIOTT, J.E. & L. SHUTT (1993):
Monitoring organochlorines in blood of sharpshinned hawks (*Accipiter striatus*) migrating through the Great Lakes.- Environmental Toxicology and Chemistry 12 (2): 241-250.
- ERDELEN, M. (1982):
Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen.- Dechen. 26: 186-192.
- FISCHER, S. & R. SCHNEIDER (1996):
The corn bunting *Emberiza calandra* as an indicator species of farmland.- Vogelwelt 117 (46): 225-234.
- FJELDSA, J. (1985):
Classification of waterbird communities in southeastern Australia.- EMU 85 (3): 141-149.
- FLADE, M. (1991):
Norddeutsche Brutvogelgemeinschaften: Leitarten, Strukturwerte, Gefährdungssituation.- Natur und Landschaft 66 (6): 340-344.
- (1994):
Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands.- Eching, IHW: 878 S.
- (1995):
Aufbereitung und Bewertung vogelkundlicher Daten für die Landschaftsplanung unter besonderer Berücksichtigung des Leitartenmodells.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung; Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung 43: 107-146.
- FOX, A.D. & M.C. BELL (1994):
Breeding bird communities and environmental variable correlates of Scottish peatland wetlands.- Hydrobiologia 279-280 (0): 297-307.
- HAHN, E. (1982):
Warum eignet sich der Waldkauz (*Strix aluco*) als Bioindikator für spezielle Schadstoffbelastung eines Raumes? - Seevögel (Suppl.): 161-165.
- HILL, D.A. ET AL. (1991):
Winter bird communities in woodland in the Forest of Dean, England, (UK), and some implications of livestock grazing.- Bird Study 38 (1): 57-70.
- JOLY, Y.; Y. FRENOT & P. VERNON (1987):
Environmental modifications of a subantarctic peatbog by the wandering albatross (*Diomedea exulans*): A preliminary study.- Polar Biology 8 (1): 61-72.
- JONSSON, P.E. (1990):
The black guillemot in the Kattegat (Sweden and Denmark): A resident seabird in a disturbed marine environment.- Fauna och Flora (Stockholm) 85 (34): 140-152.
- KERBES, R.H.; P.M. KOTANEN & R.L. JEFFERIES (1990):
Destruction of wetland habitats by lesser snow geese: A keystone species on the west coast of Hudson Bay (Canada).- Journal of Applied Ecology 27 (1): 242-258.
- KLOMP, N. I. & R.W. FURNESS (1992):
Nonbreeders as a buffer against environmental stress: Declines in numbers of great skuas on Foula, Shetland, and prediction of future recruitment.- Journal of Applied Ecology 29 (2): 341-348.
- LEACH, G.J. (1996):
Changes in populations of bird species in roadside softwood scrub remnants/farmland and open eucalypt forest in southeast Queensland, 1981 to 1993.- Pacific Conservation Biology 2 (3): 232-243.
- LEVEY, D.J. (1988):
Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants.- ECOLOGY 69 (4): 1076-1089.
- LOGIE, J.W. ET AL. (1996):
Biological significance of UK critical load exceedance estimates for flowing waters: Assessments of dipper *Cinclus cinclus* populations in Scotland.- Journal of Applied Ecology 33 (5): 1065-1076.
- LUEBCKE, W. (1994):
Population density, frequency relation and habitats of the warbler species on a study plot in northern Hesse.- Vogelkundliche Hefte Edertal 0 (20): 9-21.
- MAY, R. & H. ELLENBERG (1985):
Ein Freilandexperiment zur Ökologie der Schadstoffkontamination von Vögeln und Folgerungen für die Verwendung von Organismen als Biomonitoren.- Ökol. Vogel 7: 97-112.
- MCCRACKEN, D.I. & G.N. FOSTER (1993):
Surfaceactive invertebrate communities and the availability of potential food for the Chough, *Pyrhocorax pyrrhocorax* L., on pastures in northwest Islay.- Pedobiologia 37 (3): 141-158.
- MCNICOL, D.K.; P.J. BLANCHER & B.E. BENDELL (1987):
Waterfowl as indicators of wetland acidification in Ontario.- ICBP Techn. Publ. 6: 149-166.
- MELLEN, T.K.; E.C. MESLOW & R.W. MANNAN (1992):
Summertime home range and habitat use of pileated woodpeckers in western Oregon.- Journal of Wildlife Management 56 (1): 96-103.
- MUN, H.T.; M.S. NAM & S.R. CHO (1996):
Changes of forest soil and herb layer composition by group breeding of herons.- Journal of Korean Forestry Society 85 (3): 506-512.
- O'CONNOR, R.J. (1992):
The analysis of geographic scale and population processes in bird population monitoring data.- MCKENZIE, D.H.; D.E. HYATT & V.J. MCDONALD (Eds.). Ecological indicators, Vols. 1 and 2., International Symposium, Fort Lauderdale, Florida, USA, October 1619, 1990. xxv+810p. (vol. 1.), xv+756p. (vol. 2): 929-960.
- O'DONNELL, C.F.J. (1996):
Predators and the decline of New Zealand forest birds: An introduction to the holeresting bird and predator programme.- New Zealand Journal of Zoology 23 (3): 213-219.

- OMEROD, S.J. & J. TYLER (1987):
Dippers (*Cinclus cinclus*) and Grey Wagtails (*Motacilla cinerea*) as indicators of stream acidity in upland Wales.- ICBP Techn. Publ. 6: 191-208.
- PARR, S.J. (1994):
Changes in the population size and nest sites of merlins *Falco columbarius* in Wales between 1970 and 1991.- Bird Study 41 (1): 42-47.
- PFEIFER, R. (1993):
Ein avifaunistisches Ziel- und Leitartenkonzept für den Naturpark "Dübener Heide".- Diplom-Arbeit am Fachbereich Landespflege, 137 S. Freising, Fachhochschule Weihenstephan.
- QUIN, D. ET AL. (1996):
Feeding behaviour and food availability of the yellowbellied glider in north Queensland.- Wildlife Research 23 (6): 637-646.
- REICHHOLF, J. (1982):
Wasservögel als Indikatoren des Gewässerzustandes.- Decheniana 26: 138-144.
- RENKEN, R.B. & E.P. WIGGERS (1993):
Habitat characteristics related to pileated woodpecker densities in Missouri.- Wilson Bulletin 105 (1): 77-83.
- RISSLER, L.J. (1995):
Resource partitioning of two indicator species (Northern Spotted Owl and Northern Goshawk): Analysis of forest structure.- Bulletin of the Ecological Society of America 76 (2 SUPPL. PART 2): 227.
- ROMIJN, C.A.F.M. ET AL. (1995):
The use of Japanese and bobwhite quail as indicator species in avian toxicity test.- Chemosphere 30 (6): 1033-1040.
- ROTHHAUPT, G. (1993):
The great grey shrike in Bavaria in 1991.- Ornithologische Verhandlungen 25 (23): 151-167.
- (1995):
Current status and habitat of the Great Grey Shrike in Germany.- In: YOSEF, R. & F.E. LOHRER (eds.): Shrikes (Laniidae) of the world: Biology and conservation, Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology (1): 122-127.
- . (1997):
Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger (*Lanius excubitor L.*)- Cuvillier Verlag, Göttingen.
- RUTSCHKE, E. (1987):
Waterfowl as bioindicators.- ICBP Techn. Publ. 6: 167-172.
- RUTSCHKE, E. & L. KALBE (1980):
Zur Bedeutung von Vogelarten als Bioindikatoren.- In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): Bioindikation auf der Ebene der Populationen und Biogeozönosen (Bioindikation 5).- Wiss. Beitr. MLU Halle-Wittenberg 28/1980: 77-85.
- SAETERSDAL, M. & J.H.B. BIRKS (1993):
Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: Vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway.- Biological Conservation 65 (2): 121-132.
- SCHÄFFER, N. (1994):
Müssen Vögel Federn lassen? Der Biebrza-Nationalpark in Ostpolen.- Nationalpark 1.
- (1994):
Der Wachtelkönig - eine weltweit in ihrem Bestand bedrohte Vogelart.- Berichte zum Vogelschutz 32: 97-102.
- (1996):
Einsamer Rufer - Der Wachtelkönig im Brennpunkt internationaler Schutzbemühungen.- Ornith 3: 14-17.
- (1996):
Zur Biologie und Ökologie des Wachtelkönigs: Die naturschutzfachliche Bedeutung der Wachtelkönigpopulationen in den Ennstaler "Roßwiesen".- Tagungsband der Naturschutz-Enquete "Vogelparadies Ennstal", 31.5.-1.6.1996, Irdning: 12-13.
- (1996):
Der Wachtelkönig: ein Unbekannter rückt ins Licht.- Falke 11.
- SCHÄFFER, N. & R.E. GREEN (1997):
Etappen des Wachtelkönigschutzes.- Die Vogelwelt 118: 115-116.
- SCHÄFFER, N. & W.W. WEISSER (1996):
Modell für den Schutz des Wachtelkönigs *Crex crex*.- Journal für Ornithologie 137: 53-75.
- SCHARENBERG, W. (1991):
Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) as bioindicators for polychlorinated biphenyls.- Archives of Environmental Contamination and Toxicology 21 (4): 536-540.
- SCHERNER, E.R. (1982):
Bemerkungen zur Brauchbarkeit von Vögeln als Bioindikatoren und über die Analyse von Schadstoff-Rückständen.- Vogelwelt 103: 18-24.
- SCHILDERSMAN, P.A.E.L. ET AL. (1997)
Possible relevance of pigeons as an indicator species for monitoring air pollution.- Environmental Health Perspectives 105 (3): 322-330.
- SCHNEIDER-JACOBY, M. (1995):
Vögel als Indikatoren für das ökologische Potential der Saveauen und Möglichkeiten für deren Erhaltung. Dissertation Universität Konstanz 1993.- Naturerbe Verlag Jürgen Resch, Überlingen.
- SEELIG, K.J. & A. FEDERSCHMIDT (1997):
Pflege und Entwicklungsplanung mit Hilfe ornithologischer Leitartengruppen am Beispiel des Naturparkes Droemling.- Mitteilungen aus der NNA 8 (2): 100-108.
- SEITZ, B.-J. (1989):
Beziehungen zwischen Vogelwelt und Vegetation im Kulturland: Untersuchungen im südwestdeutschen Hügelland.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 54: 1-236.
- SILVA, J.M.C.D. & D.C. OREN (1997):
Geographic variation and conservation of the moustached woodcreeper *Xiphocolaptes falcirostris*, an endemic and threatened species of northeastern Brazil.- Bird Conservation International 7 (3): 263-274.
- SODEIKAT, G. (1995):
Birkhuhnschutz mit Hilfe des Zielartenkonzeptes und durch zusätzliche Auswilderung von Birkhühnern.- Naturschutzreport. Ökologie und Schutz der Rauhfußhühner. Beiträge der internationalen Vortragstagung in Cursdorf 10: 217-225.
- STASTNY, K. & J. SOLC (1980):
The utilization of bird communities in biodiagnostics.- In:

SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.), Bioindikation auf der Ebene der Populationen und Biogeozöosen (Bioindikation 5).- Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 28/1980: 68-70.

STEIOF, K. (1983):
Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung.- Natur und Landschaft 58 (9): 340-341.

STEIOF, K. & M. FLADE (1993):
Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung avifaunistischer Daten in der Landschaftsplanung.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2 (3): 28-33.

STRONG, P.V. (1990):
The suitability of the common loon as an indicator species.- Wildlife Society Bulletin 18 (3): 257-261.

TAPER, M.L.; K. BOEHNING-GAESE & J.H. BROWN (1995):
Individualistic responses of bird species to environmental change.- Oecologia (Berlin) 101 (4): 478-486.

TATARUCH, F. & F. LIDAUER (1984):
Die Amsel (*Turdus merula L.*) als Bioindikator für die Umweltbelastung mit Blei, Cadmium und Quecksilber.- Ökol. Vögel 6: 185-194.

THEISS, N. (1993):
Remarkable increase of a population of the bluethroat *Luscinia svecica cyaneola* in the county of Coburg, Bavaria, in 1992 due to breeding on ditches in extensively used meadows: Observations on the bluethroat as indicator species.- Ornithologischer Anzeiger 32 (12): 11-16.

THINGSTAD, P.G. (1996):
Is there any conformity in the reproductive success of the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* and the rest of the passerine bird community? - Fauna Norvegica Series C Cinclus 19 (2): 91-99.

TOMMERAAS, P.J. (1993):
The goshawk *Accipiter gentilis* in Leksvik a sacrifice to modern forestry.- Fauna (Oslo) 46 (4): 180-195.

UTSCHICK, H. (1976).
Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen.- Verh. ornith. Ges. Bayern 22: 395-438.

—— (1980):
Wasservögel als Indikatoren für die ökologische Stabilität südbayerischer Stauseen.- Verh. ornith. Ges. Bayern 23: 273-345.

VIVES, S. P. (1990):
Nesting ecology and behavior of hornyhead chub *Nocomis biguttatus*, a keystone species in Allequash Creek, Wisconsin (USA).- American Midland Naturalist 124 (1): 46-56.

VOGEL, B. (1998):
Habitatqualität oder Landschaftsdynamik. Was bestimmt das Überleben der Heidelerche (*Lullula arborea*)? - Cu-villier-Verlag, Göttingen.

VOGEL, B. & R. FELDMANN (1997):
Schlagfluren und Waldheiden - Biotop für gefährdete Tierarten in der Dübener Heide? - In: FELDMANN, R. ET AL. (Hrsg.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung - Konzepte für belastete Regionen. Springer Verlag, Berlin, 137-141.

WEISS, J. (1981):
Die Eignung des Waldkauzes (*Strix aluco L.*) als möglicher Umweltgüteanzeiger.- Ökol. Vögel 3: 101-110.

WOLF, B. D.E (1997):
Avifaunistischer Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm Niedersachsen.- Diplomarbeit Institut f. Landschaftspfl. u. Natursch. Univ. Hannover.

WOOD, P.B. ET AL. (1996):
Environmental contaminant levels in sharp, shinned hawks from the eastern United States.- Journal of Raptor Research 30 (3): 136-144.

YOSEF, R. (1994):
The effects of fencelines on the reproductive success of Loggerhead shrikes. Conservation Biology 8 (1): 281-285.

1.2.3 Fische

BAYERISCHES LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Heft 4/96.- Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.

BIANCHI, G. & T. HOISAETER (1992):
Relative merits of using numbers and biomass in fish community studies.- Marine Ecology Progress Series 85 (12): 25-33.

BORTONE, S.A. (1991):
A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: A baseline survey.- Scientia Marina 55 (3): 529-542.

BRITTAIN, J. & S.J. SALTVEIT (1988):
A fishkill in the river Akerselva, Oslo, Norway: The use of benthos and fish to trace the source of pollution. Fauna Norvegica Series A 9 (0): 37-42.

BRODEUR, R.D.; M.S. BUSBY & M.T. WILSON (1995):
Summer distribution of early life stages of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, and associated species in the western Gulf of Alaska.- US National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin 93 (4): 603-618.

BRUNKEN, H. (1986):
Die Bewertung der Fischfauna von Stillgewässern am Beispiel des Schapenbruchteichs im Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig.- Braunschw. naturkundl. Schr. 2 (3): 405-424.

CHAUHAN, R. & R. SINGH (1986):
Cultural impact of fish fauna of Rewalsar lake, Himachal Pradesh (India).- Uttar Pradesh Journal of Zoology 6 (1): 64-68.

COLE, K.S.; D.R. ROBERTSO & A.A. CEDENO (1994):
Does gonad structure reflect sexual pattern in all gobiid fishes? - Environmental Biology of Fishes 41 (14): 301-309.

DAROVEC, J.E. JR. (1995):
Checklist and local-distribution analyses of fishes from the hourglass cruises.- Memoirs of the Hourglass Cruises 4 (1): 11-32.

DENNIS, T.E. ET AL. (1995):
The association of water chemistry variables and fish condition in streams of Shenandoah National Park (USA).- Water Air and Soil Pollution 85 (2): 365-370.

- FALCON, J.M. ET AL. (1996):
Structure of and relationships within and between the littoralrock, substrate fish communities of four islands in the Canary Archipelago.- *Marine Biology* (Berlin) 125 (2): 215-231.
- GALACATOS, K.; D.J. STEWART & M. IBARRA (1996):
Fish community patterns of lagoons and associated tributaries in the Ecuadorian Amazon.- *Copeia* 1996 (4): 875-894.
- GEBHARD, H.; R. LINNENBACH; R. MARTHALER; A. NESS & H. SEGNER (1989):
Die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) - ein Bioindikator für die Gewässerversauerung.- *Fischökologie* 1 (1): 1-21.
- GOVONI, J.J. (1993):
Flux of larval fishes across frontal boundaries examples from the Mississippi river plume front and the western gulf stream front in winter.- *Bulletin of Marine Science* 53 (2): 538-566.
- HALL, J.A.; C.L.J. FRID & M.E. GILL (1997):
The response of estuarine fish and benthos to an increasing discharge of sewage effluent.- *Marine Pollution Bulletin* 34 (7): 527-535.
- HAYES, J.W. & J.R. LEATHWICK & S.M. HANCHET (1989):
Fish distribution patterns and their association with environmental factors in the Mokau River catchment, New Zealand.- *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 23 (2): 171-180.
- HERING, G. (1977):
Bioindikation durch Zeitreihenanalyse: Aktivitätsmessungen an industriemäßig gehaltenen Jungaalen.- In: Schuh, J. (Hrsg.): *Chronobiologie '76*. Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 40 (P 6): 313-323.
- HESKE, E.J.; J.H. BROWN & Q. GUO (1993):
Effects of kangaroo rat exclusion on vegetation structure and plant species diversity in the Chihuahuan Desert.- *Oecologia* (Heidelberg) 95 (4): 520-524.
- HIXON, M. A. & W.N. BROSTOFF (1996):
Succession and herbivory: Effects of differential fish grazing on Hawaiian coralreef algae.- *Ecological Monographs* 66 (1): 67-90.
- IBARRA, M. & D.J. STEWART (1989):
Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, eastern Ecuador.- *Copeia* 1989 (2): 364-381.
- IMHOF, J.G.; J. FITZGIBBON & W.K. ANNABLE (1996):
A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat.- *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (SUPPL. 1): 312-326.
- JOHNELS, A.G. ET AL. (1967):
Pike (*Esox lucius L.*) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment.- *Oikos* 18: 323-333.
- KORHONEN, M. ET AL. (1997):
Concentrations of the selected PCB congeners in pike (*Esox lucius, L.*) and Arctic char (*Salvelinus alpinus, L.*) in Finland.- *Chemosphere* 34 (57): 1255-1262.
- LEVEQUE, C. (1995):
Role and consequences of fish diversity in the functioning of African freshwater ecosystems: A review.- *Aquatic Living Resources* 8 (1): 59-78.
- LEWIS, J.W.; A.N. KAY & N.S. HANNA (1992):
Responses of the electric fish *Gnathonemus tamandua* (family Mormyridae) to changes in pH.- *Environmental Technology* 13 (8): 701-705.
- LONERAGAN, N.R. (1987):
Influence of environmental variables on the fish fauna of the deeper waters of a large Australian estuary.- *Marine Biology* (Berlin) 94 (4): 631-642.
- LUSK, S. (1995):
The status of *Chondrostoma nasus* in waters of the Czech Republic- *Folia Zoologica* 44 (SUPPL. 1): 18.
- MARCOVECCHIO, J.E. & V.J. MORENO & A. PEREZ (1988):
The sole, *Paralichthys sp.*, as an indicator species for heavy metal pollution in the Bahia Blanca Estuary, Argentina.- *Science of the Total Environment* 75 (23): 191-200.
- MARCOVECCHIO, J.E. & V.J. MORENO (1993):
Cadmium, zinc and total mercury levels in the tissues of several fish species from La Plata River estuary, Argentina.- *Environmental Monitoring and Assessment* 25 (2): 119-130.
- MARSHALL, S. & M. ELLIOTT (1997):
A comparison of univariate and multivariate numerical and graphical techniques for determining inter and intraspecific feeding relationships in estuarine fish.- *Journal of Fish Biology* 51 (3): 526-545.
- MINISSI, S.; E. CICCOTTI, E. & M. RIZZONI (1996):
Micronucleus test in erythrocytes of *Barbus plebejus* (Teleostei, Pisces) from two natural environments: A bioassay for the in situ detection of mutagens in freshwater.- *Mutation Research* 367 (4): 245-251.
- MOYLE, P.B. & P.R. MOYLE (1995):
Endangered fishes and economics: Intergenerational obligations.- *Environmental Biology of Fishes* 43(1): 29-37.
- MUELLER-CHRIST, G. (1997):
Lachse als Meßinstrument. Bildlich-subjektive Indikatoren machen Nachhaltige Entwicklung erfahrbar.- *Politische Ökologie* 15 (52): 58-61.
- NESSE, A. & H. GEBHARDT (1992):
Fische als Indikatoren zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Makrostrukturen in Fließgewässern.- *Limnologie aktuell* 3: 139-158.
- NOSHKIN, V.E. ET AL. (1997):
Past and present levels of some radionuclides in fish from Bikini and Enewetak Atolls.- *Health Physics* 73 (1): 49-65.
- PALLER, M.H.; M.J.M. REICHERT & J.M. DEAN (1996):
Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams.- *Transactions of the American Fisheries Society* 125 (5): 633-644.
- PORVARI, P. (1995):
Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Moju in Amazonia, in the state of Para, Brazil.- *Science of the Total Environment* 175 (2): 109-117.
- RATNER, S.; R. LANDE & B.B. ROPER (1997):
Population viability analysis of Spring Chinook Salmon in the South Umpqua River, Oregon.- *Conservation Biology*: 879-889.

- RAZANI, H.; K. NANBA & S. MURACHI (1986):
Acute toxic effect of phenol on zebrafish *Brachydanio rerio*.- Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries 52 (9): 1547-1552.
- ROBERTS, T.R. & I.G. BAIRD (1995):
Traditional fisheries and fish ecology on the Mekong River at Khone waterfalls in southern Laos.- Natural History Bulletin of the Siam Society 43 (2): 219-262.
- ROBINSON, B.W. & D.S. WILSON (1994):
Character release and displacement in fishes: A neglected literature.- American Naturalist 144 (4): 596-627.
- ROGERS, J.B. & E.K. PIKITCH (1992):
Numerical definition of groundfish assemblages caught off the coasts of Oregon and Washington using commercial fishing strategies.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49 (12): 2648-2656.
- RUSS, G.R., & A.C. ALCALA (1996):
Marine reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish.- Ecological Applications 6 (3): 947-961.
- SALTVEIT, S.J. (1989):
Monitoring the river Akerselva, (Norway) based on benthic animals and fish.- Fauna (Oslo) 42 (2): 37-42.
- SKURDAL, J.; O.K. SKOGHEIM & T. QVENILD (1986):
Indicative value of mercury concentration in adipose fin of brown trout, *Salmo trutta*.- Journal of Fish Biology 29 (4): 515-517.
- WALTERS, J.P. & J.R. WILSON (1996):
Intraspecific habitat segregation by smallmouth bass in the Buffalo River, Arkansas.- Transactions of the American Fisheries Society 125 (2): 284-290.
- WEEKS, B.A. ET AL. (1987):
Preliminary evaluation of macrophage pinocytosis as a technique to monitor fish health.- Marine Environmental Research 22 (3): 205-214.
- WESTER, P.W. & H.H. CANTON (1992):
Histopathological effects in *Poecilia reticulata* (guppy) exposed to methyl mercury chloride.- Toxicologic Pathology. 20 (1): 81-92.
- WILLSON, M.F. & K.C. HALUPKA (1995):
Anadromous fish as keystone species in vertebrate communities.- Conservation Biology 9 (3): 489-497.
- WOLTER, C. & A. VILCINSKAS (1997):
Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany.- Ecology of Freshwater Fish 6 (3): 174-181.
- salivary gland chromosomes of *Chironomus ninevah* larvae.- Environmental Pollution 69 (23): 125-130.
- BAYERISCHES LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Heft 4/96.- Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- BECKER, G. (1987):
Netbuilding behavior, tolerance and development of two caddisfly species from the river Rhine (*Hydropsyche contubernalis* and *Hydropsyche pellucidula*) in relation to the oxygen content.- Oecologia (Heidelberg) 73 (2): 242-250.
- BRAASCH, D. (1995):
Zur Bewertung rheotypischer Arten in Fließgewässern des Landes Brandenburg.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4 (3):4-15.
- BRAUKMANN, U. (1987):
Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- Arch. Hydrobiol., Beih. 26: 1-355.
- BRISBIN, I.L. JR. (1989):
Relationships between levels of radiocesium in components of terrestrial and aquatic food webs of a contaminated streambed and floodplain community.- Journal of Applied Ecology 26 (1): 173-182.
- BURIAN, S.K. & A.F. BEDNARIK (1994):
The mayflies (Ephemeroptera) of Connecticut: An initial faunal survey.- Entomological News 105 (4): 204-216.
- CARL, M. (1996):
Biomonitoring zur Ökologie und Renaturierung anthropogen veränderter Lebensräume am Beispiel des Salzachauen-Ökosystems.- Unveröff. Gutachten, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen.
- (1997):
Dokumentation der Fauna der Salzachauen.- Unveröff. Gutachten, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen.
- (1997):
Die stillgelegte Kiesgrube Jesenwang - Artenreservoir für den Landkreis Fürstentfeldbruck (Oberbayern). 1. Bestandsaufnahme der Wasserinsekten.- NachrBl. Bayer. Ent. 46 (3/4): 81-89.
- CINGOLANI, L. & A. MOROSI (1992):
Evaluation of landfill effects on aquatic ecosystems using benthic macroinvertebrates.- Water Science and Technology 26 (111): 2365-2367.
- CLARK, T.E. & M.J. SAMWAYS (1996):
Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa.- Journal of Applied Ecology 33 (5): 1001-1012.
- CLEMENTS, W.H., & P.M. KIFFNEY (1995):
The influence of elevation on benthic community responses to heavy metals in Rocky Mountain streams.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52 (9): 1966-1977.
- CRANE, M. (1995):
Effect of zinc on four populations and two generations of *Gammarus pulex* (L.).- Freshwater Biology 33 (1): 119-126.

1.2.4 Arthropoden

Arthropoden, aquatisch

- ALLARD, M. & P.M. STOKES (1989):
Mercury in crayfish species from thirteen Ontario lakes (Canada) in relation to water chemistry and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) mercury.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46 (6): 1040-1046.
- AZIZ, J.B. & N.M. AKRAW & G.A. NASSORI (1991):
The effect of chronic toxicity of copper on the activity of Balbiani rings and nucleolar organizing region in the

- DIAMOND, J.M. ET AL. (1992):
Use of the mayfly *Stenonema modestum* (Heptageniidae) in subacute toxicity assessments.- *Environmental Toxicology and Chemistry* 11 (3): 415-425.
- DOUPE, R.G. & P. HORWITZ (1995):
The value of macroinvertebrate assemblages for determining priorities in wetland rehabilitation: A case study from Lake Toolibin, Western Australia.- *Journal of the Royal Society of Western Australia* 78 (2): 33-38.
- EYRE, M.D.; S.G. BALL & G.N. FOSTER (1986):
An initial classification of the habitats of aquatic Coleoptera in northeast England (UK).- *Journal of Applied Ecology* 23 (3): 841-852.
- FINCKE, O.M.; S.P. YANOVIK & R.D. HANSCHU (1997):
Predation by odonates depresses mosquito abundance in waterfilled tree holes in Panama.- *Oecologia* (Berlin) 112 (2): 244-253.
- FISCHER, A. & U. HEINK (1997):
Auswertung der libellenkundlichen Daten des Niedersächsischen Tierartenerfassungsprogramms und deren Verwendung im Rahmen eines regionalisierten Zielartenkonzeptes.- Diplomarbeit, Hannover: Universität Hannover, Inst. f. Landschaftspflege und Naturschutz: 191 S. + 14 S. Lit.verz. + Anh.
- FÖCKLER, F. ET AL. (1995):
Die Rolle aquatischer Makroinvertebraten in den Altwässern der Salzach-Aue.- In: Bayer. Landesanst. f. Wasserforschung (Hrsg.): Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus der Sicht der aquatischen Ökologie, München: 120-196.
- FÖCKLER, F.; C. ORENDT & E.G.BURMEISTER (1995):
Ecological assessment of alluvial floodplain waters of the East Bavarian Danube by macroinvertebrate communities.- *Archiv für Hydrobiologie Supplementband* 101 (34): 229-308.
- GARCIA-CRIADO, F. & M.F. ALAERZ (1995):
Aquatic Coleoptera (Hydraenidae and Elmidae) as indicators of the chemical characteristics of water in the Orbigo River basin (NW Spain).- *Annales de Limnologie* 31 (3): 185-199.
- GARCIACRIADO, F. & M. FERNANDEZ-ALAEZ (1994):
Longitudinal distribution of Hydraenidae and Elmidae (Coleoptera) in the Orbigo River Basin (Leon, Spain).- *Orsis* 9 (0): 37-57.
- GERSTMEIER, R. (1989):
Lake typology and indicator organisms in application to the profundal chironomid fauna of Starnberger See.- *Arch.Hydrobiol.* 116 (2): 227-234.
- GUNKEL, G. (1994):
Bioindikation in aquatischen Ökosystemen.- Stuttgart, G. Fischer: 540 S.
- HASKELL, N.H. (1989):
Use of aquatic insects in determining submersion interval.- *Journal of Forensic Sciences* 34 (3): 622-632.
- HEBAUER, F. (1985):
Populationswellen und Populationsspitzen bei Wasserkäfern.- *NachrBl. Bayer.Ent.* 34 (1): 25-31.
- HENDRICH, L. & M. BALKE (1993):
Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe ("Wasserkäfer") als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin, *Insecta* 1 (2): 147-154.
- HERSHEY, A.E. (1985):
Littoral chironomid communities in an arctic Alaskan (USA) lake.- *Holarctic Ecology* 8 (1): 39-48.
- HOFMANN, W. (1985):
Subfossil Cladocera (Crustacea) and Chironomidae (Diptera) from brackish water sediments of the Silk pond (Lower Trave) (West Germany).- *Faunistisch-ökologische Mitteilungen* 5 (1314): 431-442.
- HONG, S.Y.; C.W. MA & Y.S. KANG (1994):
Distribution of copepod indicator species and zooplankton communities in Pusan Harbor, Korea.- *Journal of the Korean Society of Oceanography* 29 (2): 132-144.
- HUYS, R. ET AL. (1992):
The meiobenthos of the North Sea: Density/biomass trends and distribution of copepod communities.- *Ices* (International Council for the Exploration of the Sea) *Journal of Marine Science* 49 (1): 23-44.
- JANETZKY, W. (1994):
Distribution of the genus *Gammarus* (Amphipoda: Gammaridae) in the River Hunte and its tributaries (Lower Saxony, northern Germany).- *Hydrobiologia* 294 (1): 23-34.
- JOOST, W.; B. KLAUSNITZER & W. ZIMMERMAN (1991):
The merolimnic insect fauna of a brook of Thuringer Wald (Germany) in the results of threeyear emergence researches (Part I: Ephemeroptera, Plecoptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera: Part II: Diptera).- *Faunistische Abhandlungen* (Dresden) 18 (17): 1-50.
- JORDAN, F. ET AL. (1996):
Spatial ecology of the crayfish *Procambarus alleni* in a Florida wetland mosaic.- *Wetlands* 16 (2): 134-142.
- KANG, Y S. ET AL. (1996):
Zooplankton community and distributions of copepods in relation to eutrophic evaluation in Chinhae Bay.- *Journal of the Korean Fisheries Society* 29 (4): 415-430.
- KANGUR, K. (1987):
Chironomids of some dystrophic and dyseutrophic lakes in the Estonian SSR (USSR).- *Eesti Nsv Teaduste Akadeemia Toimetised Biologia* 36 (3): 236-243.
- KURY, D. (1994):
The invertebrate fauna of running waters in Basel region.- *Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft in Basel* 104 (0): 19-44.
- KIM, W.S.; J.M. YOO & C.S. MYUNG (1993):
A review on the copepods in the South Sea of Korea.- *Bulletin of the Korean Fisheries Society* 26 (3): 266-278.
- KREUTZWEISER, D.P.; S.B. HOLMES & D.J. BEHMER (1992):
Effects of the herbicides hexazinone and triclopyr ester on aquatic insects.- *Ecotoxicology and Environmental Safety* 23 (3): 364-374.
- MALICKY, H. (1981):
Der Indikatorwert von Köcherfliegen in großen Flüssen.- *Mitt.dtsch.Ges.allg. angew.Ent.* 3: 135-137.

- MARTINS, I. ET AL. (1997):
Modelling the effects of green macroalgae blooms on the population dynamics of *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in an eutrophied estuary.- *Ecological Modelling* 102 (1): 33-53.
- MASTRANTUONO, L. (1990):
Composition and distribution of the zoobenthos associated with submerged macrophytes in Lake Albano (Italy) and environmental quality in the littoral.- *Rivista di Idrobiologia* 29 (3): 709-727.
- MOELLEKEN, H. & A.W. STEFFAN (1994):
Comparison of Chironomid Coenoses of soilwater, fed and municipal surfacewater, affected streams (Diptera: Chironomidae).- *Entomologia Generalis* 19 (12): 79-112.
- PALMER, C.G. ET AL. (1996):
An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo River, eastern Cape Province, South Africa.- *Hydrobiologia* 318 (3): 153-164.
- PARK, J.S. (1992):
Distribution of indicator species of copepods and chaetognaths in the southeastern area of the Yellow Sea and their relationship to the characteristics of water masses.- *Bulletin of the Korean Fisheries Society* 25 (4): 251-264.
- PARK, J.S. ET AL. (1991):
Distribution of indicator species of copepods and chaetognaths in the middle East Sea of Korea and their relationships to the characteristics of water masses.- *Bulletin of the Korean Fisheries Society* 24 (3): 203-213.
- PETERSEN, C.E. (1994):
The extent of anthropogenic disturbance on the aquatic assemblages of the east branch of the DuPage River, Illinois, as evaluated using stream arthropods.- *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 87 (12): 29-35.
- PETRIDIS, D. (1993):
Macroinvertebrate distribution along an organic pollution gradient in Lake Lysimachia (Western Greece).- *Archiv für Hydrobiologie* 128 (3): 367-384.
- PINEL-ALLOUL, B. ET AL. (1996):
Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in Lake Saint-François (Quebec).- *Environmental Pollution* 91 (1): 65-87.
- SAMWAYS, M.J., STEYTLER, N.S. (1996):
Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management.- *Biological Conservation* 78 (3): 279-288.
- SCHLEKAT, C.E.; B.L. MCGEE & E. REINHARZ (1992):
Testing sediment toxicity in Chesapeake Bay with amphipod *Leptocheirus plumulosus*: An evaluation.- *Environmental Toxicology and Chemistry* 11 (2): 225-236.
- SIMPSON, K.W.; R.W. BODE & J.R. COLQUHOUN (1985):
The macroinvertebrate fauna of an acid, stressed headwater stream system in the Adirondack Mountains, New York (USA).- *Freshwater Biology* 15 (6): 671-682.
- SMITH, T.J. III. ET AL. (1991):
Keystone species and mangrove forest dynamics: The influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity.- *Estuarine Coastal and Shelf Science* 33 (5): 419-432.
- THIELE, V.; D. MEHL & A. BERLIN (1995):
A method for the ecological evaluation of rivers and lowlands in the Warnowsystem with special reference to insecta.- *Archiv für Hydrobiologie Supplementband* 101 (34): 599-614.
- VERESHCHAGIN, A.P. (1992):
The ecological and faunistic characteristics of simuliid larval aggregations in water bodies of eastern Terskey AlaToo (TienShan).- *Entomological Review* (English Translation of *Entomologicheskoye Obozreniye*) 71 (2): 133.
- WATERHOUSE, J.C. & M.P. FARRELL (1985):
Identifying pollution related changes in chironomid communities as a function of taxonomic rank.- *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42 (3): 406-413.
- WILLIAMS, K.A. ET AL. (1986):
The acute toxicity of cadmium to different larval stages of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) and its ecological significance for pollution regulation.- *Oecologia* (Heidelberg) 70 (3): 362-366.
- WILLIAMS, N.E. (1991):
Geographical and environmental patterns in caddisfly (Trichoptera) assemblages from coldwater springs in Canada.- *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 0 (155): 107-124.
- WINNELL, M.H. & D.S. WHITE (1985):
Trophic status of southeastern Lake Michigan (USA) based on the Chironomidae (Diptera).- *Journal of Great Lakes Research* 11 (4): 540-548.

Arthropoden, terrestrisch

- ACHTZIGER, R. & H. NICKEL (1997):
Zikaden als Bioindikatoren für naturschutzfachliche Erfolgskontrollen im Feuchtgrünland.- *Beiträge zur Zikadenkunde* 1: 3-16.
- ACHTZIGER, R.; U. NIGMANN & H. ZWÖLFER (1992):
Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen.- *Z. Ökologie u. Naturschutz* 1 (2): 89-105.
- ANDERSON, R. (1995):
Dacne bipustulata (Thunberg) (Coleoptera: Erotylidae) in the Lagan Valley, Belfast.- *Irish Naturalists' Journal* 25 (2): 78.
- ANDERSON, R.V.; C.R. TRACY & Z. ABRAMSKY (1979):
Habitat selection in two species of shorthorned grasshoppers. The role of thermal and hydric stresses.- *Oecologia*, Berlin 38: 359-374.
- ANDRZEJEWSKA, L. (1965):
Stratification and its dynamics in meadow communities of Auchenorrhyncha.- *Ekol. Polska-Ser.A* 13 (31): 685-715.
- ABMANN, T. (1994):
Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene.- *NNA-Berichte* 3: 142-151.
- BASEDOW, T. (1993):
Predatory arthropods in cabbage terraces under different conditions in the Cordillera Region of Luzon, Philippines.- *Bulletin of Entomological Research* 83 (3): 313-319.

- BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (1987):
Beiträge zum Artenschutz 3, Käfer und Schmetterlinge.-
Schriftenr. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 77.
- BORNHOLDT, G. (1991):
Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen,
Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenord-
nungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und
Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern.-
Marburger ent. Publ. 2 (6): 1-330.
- BOYD, J.M. (1960):
Studies of the differences between the fauna of grazed and
ungrazed grassland in Tiree, Argyll.- Proc.Zool.Soc.London
135: 33-52.
- BRAUNE, M. (1974):
Zur Hymenopterenfauna von Agrozönosen und der Ein-
fluß einer Herbizidbehandlung auf ihre Zusammenset-
zung.- Hercynia N. F. 11: 299-323.
- BRUCKHAUS, A. (1990):
Bedeutung der Temperatur für die Biotopbindung einiger
einheimischer Feldheuschreckenarten.- Articulata 5 (1):
43-57.
- BURGARD, A. (1996):
Tagfalter und Heuschrecken als Leitarten für Trocken-
standorte der Isarauen und Untersuchungen zum Bio-
topverbund am Beispiel der Grünseiblerdorfer Au.- Di-
plomarbeit, Freising-Weihenstephan, IU München-Wei-
henstephan, Fak. f. Landwirtschaft u. Gartenbau, Institut
für Angewandte Zoologie: 117 S. + Anh.
- BUTZ, W. (1973):
Odonaten als ökologische Indikatoren für saarländische
Landschaften.- Abh. AG tier- und pflanzengeographische
Heimatsforschung im Saarland 4: 52-67.
- CARL, M. (1994):
Ökologie der Wanzen und Zikaden auf dem Uferstreifen
des Inn-Nebenflusses "Murn" unter besonderer Berück-
sichtigung ihrer Eignung als Indikatororganismen (Hemip-
tera, Heteroptera & Auchenorrhyncha).- Ber.ANL 17: 125-
147.
- CASTELLA, E. ET AL. (1994):
A methodological approach to the use of terrestrial inver-
tebrates for the assessment of alluvial wetlands.- Wet-
lands Ecology and Management 3 (1): 17-36.
- CHANDLER, D.S. (1987):
Species richness and abundance of Pselaphidae (Coleop-
tera) in old, growth and 40-year-old forests in New
Hampshire (USA).- Canadian Journal of Zoology 65 (3):
608-615.
- CHANDLER, D.S. & S.B. PECK (1992):
Diversity and seasonality of leiodid beetles (Coleoptera:
Leiodidae) in an oldgrowth and a 40-year-old forest in New
Hampshire.- Environmental Entomology 21 (6): 1283-1293.
- CHERRILL, A.J. & S.P. RUSHTON (1993):
The Auchenorrhyncha of an unimproved moorland in
northern England.- Ecological Entomology 18 (2): 95-
103.
- CHERRILL, A.J. & R.A. SANDERSON (1994):
Comparison of sweep-net and pitfall trap samples of
moorland Hemiptera: evidence for vertical stratification
within vegetation.- The Entomologist 113 (1): 70-81.
- CHRUCHILL, T.B. (1997):
Spiders as ecological indicators: An overview from
Australia.- Memoirs of the Museum of Victoria 56 (2):
331-337.
- COLE, F.R. ET AL. (1992):
Effects of the Argentine ant on arthropod fauna of Hawaiian
highlevation shrubland.- Ecology 73 (4): 1313-1322.
- CROMMENTUIJN, T. ET AL. (1995):
Comparative ecotoxicity of cadmium-chlorpyrifos and
triphenyltin hydroxide for four clones of the parthenoge-
netic collembolan Folsomia candida in an artificial soil.-
Functional Ecology 9 (5): 734-742.
- DANKS, H.V. (1992):
Arctic insects as indicators of environmental change.-
Arctic 45 (2): 159-166.
- DAVIS, B.N.K. & K.H. LAKHANI & T.J. YATES
(1991):
The hazards of insecticides to butterflies of field margins.-
Agriculture Ecosystems & Environment 36 (34): 151-
162.
- DECKERT, J. & H.J. HOFFMANN (1993):
Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe
(Wanzen) als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für
Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin,
Insecta 1 (2): 141-146.
- DEJONG, J. & O. KINDVAL (1991):
The Roesel's bushcricket *Metrioptera roeseli*: New in
Sweden or a threatened relict species? - Fauna och Flora
(Stockholm) 86 (5): 215-221.
- DESENDER, K. ET AL. (EDS., 1994):
Carabid Beetles: Ecology and Evolution.- Kluwer, Dor-
recht.
- DESENDER, K.R.C. (1996):
Diversity and dynamics of coastal dune carabids.- Anna-
les Zoologici Fennici 33 (1): 65-75.
- DONATH, H. (1984):
Libellen als Bioindikatoren für Fließgewässer.- Libellula
3 (3/4): 1-5.
- (1987):
Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologi-
scher Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Nie-
derlausitz.- Entomol. Nachr. u. Ber. 31 (5): 231-217.
- DORDA, D. (1995):
Heuschrecken zönosen als Bioindikatoren auf sand- und
submediterranen Kalk-Magerrasen des saarländisch-
lothringischen Schichtstufenlandes.- Dissertation, Uni-
versität des Saarlandes, Saarbrücken.
- (1997):
Regionalisierte Indikatorwerte. Ein naturschutzfachliches
Biotopbewertungsverfahren am Beispiel von Heu-
schrecken auf Sand- und Kalk-Magerrasen im Saarland.-
Naturschutz u. Landschaftsplanung 29 (2): 37-43.
- DÜLGE, R.; S. MEYER & U. RAHMEL (1992):
Saltatoria und Vegetation: Heuschrecken als Bioindikato-
ren zur Grünlandbewertung.- In: EICKHORST, R.
(Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung.
Duisburg, Verlag für Ökologie und Faunistik: 103-118.
- DÜLGE, R.; K. ANDRETTZKE; K. HANDKE; L. HELL-
BRAND-TIEMANN & M. RODE (1994):
Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte

mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera: Carabidae).- Mitt. dtsh. Ges. angew. Ent. 7: 190-198.

DUELLI, P.; M. STUDER & E. KATZ (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 32: 211-222.

ERHARDT, A., & J.A. THOMAS (1991): Lepidoptera as Indicators of Change in the Seminal Grasslands of Lowland and Upland Europe.-In: COLLINS, N. M., & J.A. THOMAS (Eds.): The conservation of insects and their habitats, London, Academic Press: 213-236.

EYRE, M.D., & M.L. LUFF (1990): The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages of British grasslands.- Entomologist's Gazette 41 (4): 197-208.

FISCHER, A. & U. HEINCK (1997): Auswertung der libellenkundlichen Daten des Niedersächsischen Tiererfassungsprogramms und deren Verwendung im Rahmen eines regionalisierten Zielartenkonzeptes.- Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover.

FISCHER, F.P. (1997): Quantitative assessment of grassland quality: Acoustic determination of population sizes of orthopteran indicator species.- Ecological Applications 7 (3): 909-920.

FOWLER, H.G. (1990): When islands are continents: orbweaving spider richness area relations in Amazonian forest fragments.- University of Maryland & The Smithsonian Institute. Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology., College Park, Maryland, USA, July 17, 1990. Page number varies 43.

FREUNDT, S. & P. PAUSCHERT (1990): Zur Auswertung vergleichender Untersuchungen an nachtaktiven Schmetterlingen (Macrolepidoptera) durch deren Einteilung in Leitartengruppen - dargestellt am Beispiel badischer Laubwälder.- Natur und Landschaft 65 (12): 585-591.

——— (1991): Zur Auswirkung von Pappel-Forsten auf das Vorkommen nachtaktiver Schmetterlinge (Insecta): Macrolepidoptera in Feucht- und Naßwäldern der Oberrheinebene.- Naturschutzforum 3/4: 149-164.

FRITZE, M.-A. & H. REBHAN (1998): Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des "Obermainischen Hügellandes".- Bayer.Akad.Natursch.Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 183-194.

GARAY, I. & L. NATAF (1982): Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests- In: Bornkamm, R.; J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.): Urban Ecology. Blackwell Scientif. Publ., Oxford-London-Edinburgh-Boston-Melbourne: 201-207.

GARRIDO-GONZALEZ, J.; M. FERNANDEZ-ALAREZ & J.A. REGIL-CUETO (1994): Geographical distribution of adephaga and polyphaga (Coleoptera) in the Cantabrian Mountains (Spain): Specific richness and analysis of the altitude factor.- Archiv für Hydrobiologie 131 (3): 353-380.

GEBICKI, C. (1987): Leaf-hopper Associations in Xerothermic Communities in the Vicinity of Pinczow.- Acta biol.Silesiana 6 (23): 87-97.

GOTTSCHALK, E. (1996): Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (GOEZE, 1778) (Ensifera: Tettigoniidae).- In: SETTELE, J. ET AL. (eds.). Species Survival in fragmented landscapes. The GeoJournal Library Vol. 35, Kluwer Academic Publishers Dordrecht, 324-328.

——— (1997): Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*, GOEZE 1778) (Orthoptera: Tettigoniidae).- Unveröff. Dissertation an der Universität Würzburg: 91 Seiten.

GREENBERG, B. (1991): Flies as forensic indicators.- Journal of Medical Entomology 28 (5): 565-577.

GREENSLADE, P. ET AL. (1995): A review of the biology, taxonomy and pest status of *Entomobrya unostrigata* (Collembola: Entomobryidae): An introduced species of agricultural land in Australia.- Polskie Pismo Entomologiczne 64 (14): 245-259.

GROSSER, N. (1979): Lepidopteren als Bioindikatoren im Immissionsgebiet Dübener Heide.- Hercynia N. F. 16: 453-456.

——— (1986): On the structure of lepidopteran taxocenoses in xerothermic dry habitats.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 26 (3): 209-219.

HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Mooses, Kt. Bern - II. Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna.- Mitt. Naturforsch. Ges. Bern, N.F. 44: 157-185.

——— (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten - Gedanken zur Notwendigkeit der Erfolgskontrolle und Vorschlag einer Methode der Erfolgskontrolle anhand der Spinnenfauna.- Natur und Landschaft 64 (4): 143-146.

——— (1993): Minimale Flächengröße zur Erhaltung standorttypischer Spinnengemeinschaften - Ergebnisse eines Vorversuches. Bull. Soc. neuchât. Sci. nat. 116: 105-112.

——— (1998): Evaluation de l'entretien des prairies sèches du plateau occidental suisse par le biais de leurs peuplements arachnologiques.- Revue Suisse de Zoologie 105 (3): 465-485.

——— (1998): Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums ein Konfliktfall? - Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 33-42.

HELIOVAARA, K.; R. VAISANEN & A. IMMONE (1991): Quantitative biogeography of the bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) in northern Europe.- Acta Forestalia Fennica 29 (9): 2-35.

HESS, R. & G. RITSCHEL-KANDEL (1989): *Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschrecke) und andere buntflügelige Heuschrecken als Indikatoren in

- unterfränkischen Xerothermstandorten.- Schr.R. Bayer. Landesamt Umweltsch. 92: 92-93.
- (1992):
Heuschrecken als Zeigerarten des Naturschutzes in Xerothermstandorten des Saaletales bei Machtilshausen (Lkr. Bad Kissingen).- *Articulata* 7: 77-100.
- HEYDENREICH, M. (1996):
Die Bedeutung der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) als Zielart für das Ökosystemmanagement von Niedermooren.- Poster auf der Tagung der GfÖ in Bonn vom 9. bis 14.9.1996 (Verh. Ges. Ökol. 27).
- HILDEBRANDT, J. (1990):
Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel von Zikaden.- *Natur und Landschaft* 65 (7/8): 362-365.
- (1992):
Bioindikatoren für Feuchtwiesen: Zikaden (Homoptera - Auchenorrhyncha) als Komponenten des Phytophagenkomplexes.- In: EIKHORST, R. (Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. Duisburg, Verlag für Ökologie und Faunistik: 93-102.
- (1995):
Erfassung von terrestrischen Wirbellosen in Feuchtgrünlandflächen im norddeutschen Raum - Kenntnisstand und Schutzkonzepte.- *Z. Ökologie u. Naturschutz* 4: 181-201.
- HOLL, K.D. (1996):
The effect of coal surface mine reclamation on diurnal lepidopteran conservation.- *Journal of Applied Ecology* 33 (2): 225-236.
- HUBER, CH.; W. MARGGI & A. HÄNGGI (1987):
Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen (Coleoptera, Carabidae).- *Jahrb. Naturhist. Mus. Bern* 9: 125-142.
- HUELBERT, D. & S. ADAM (1994):
Ökologischfaunistische Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verbreitung von Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) in der Kulturlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 3: 14-22.
- HUK, T. (1997):
Laufkäfer als Zielarten für ein Naturschutzmanagement von Niedermooren.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*: 207-212.
- IGLISCH, I. (1986):
The "plant growth test using fly larvae" for the evaluation of chemicals in soils.- *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* 73 (3): 357-375.
- ILANGO, K. (1995):
Neotelmatoscopus ctenophorus Ilango (Dipt., Psychodidae), a freshwater indicator species from the Kolli Hills, S. India.- *Entomologist's Monthly Magazine* 131 (1572-1575): 172.
- ISAEV, V.A. (1993):
The capacity for autogenous development of follicles in the insectivorous and nectarivorous midges (Diptera, Ceratopogonidae).- *Zoologicheskii Zhurnal* 72 (10): 106-112.
- JANSEN, S. (1996):
Praxistest zur "Biologischen Schnellprognose der Populationsgefährdung" (BSP) am Beispiel der Arten *Platycoleis albopunctata* und *Melitaea didyma*.- Unveröff. Gutachten der GFN - Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH, im Auftr. der Universität Stuttgart: 22 S.
- KAILA, L. (1994):
Saproxyllic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species.- *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 97-107.
- KARG, W. (1964):
Untersuchungen über die Wirkungsunterschiede von Lindan, gereinigtem und technischem Hexachlorcyclohexan im Boden unter Verwendung der Mikroarthropoden als Testorganismen.- *Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutzd. N. F.*, Berlin 18: 169-178.
- KARG, W. & B. FREIER (1995):
Parasitiforme Raubmilben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen (Parasitiforme Predatory Mites as Indicator Species for the Ecological Situation of Ecosystems).- *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* 308: 96.
- KELM, H. (1985):
Nachtfalter als Indikatoren.- *Seevogel* 6, Sonderband (Festschrift Vauk).
- KLAPPERSTÜCK, J. (1980):
Beeinflussung der Mortalitätsraten von *Calliphora erythrocephala* Meig. durch Begasung definierter Larvenstadien mit SO₂ und Cl₂.- In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): Bioindikation. Teil 3. - *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Halle* 26 (P 10): 75-80.
- KLAUSNITZER, B. (1987):
Ökologie der Großstadtfauuna. (Reihe Umweltforschung).- VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KLAUSNITZER, B.; U. JACOB & K. RICHTER (1978):
Insekten als Bioindikatoren.- *Entom. Ber.* 22: 89-96.
- KLEINERT, H. (1990):
Ökogramme von Heuschreckenarten als Hilfsmittel zur Ermittlung von naturräumlich bedeutsamen Indikatorarten.- *Articulata* 5 (2): 67-74.
- KOCH, K. (1989):
Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie.-Bd. 1, Krefeld, Goecke und Evers: 440 S.
- KONSTANTINOV, S. (1995):
The topographical preference of sittings and feedings of the horseflies (Diptera: Tabanidae) attacking cattle.- *Parazitologiya (St. Petersburg)* 29 (5): 361-369.
- KOPETZ, A. & G. KÖHLER (1991):
Sukzessionsbedingte Veränderungen von Arthropoden-Assoziationen auf Kalktrockenrasen.- *Zool.Jb.Syst.* 118: 391-407.
- KÖPPEL, C. (1997):
Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera) der Rastatter Rheinaue: Habitatwahl sowie Überflutungstoleranz und Überlebensstrategien bei Hochwasser.- *Neue entomologische Nachrichten* 39: 624 S.
- KREMEN, C. (1990):
Identifying indicator taxa for conservation planning: A study of rain forest butterflies in Madagascar.- *Bulletin of the Ecological Society of America* 71 (2 SUPPL.): 220.

- KREMÈN, C. (1994):
Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar.- *Ecol. Applic.* 4 (3): 407-422.
- KRIEGBAUM; H. (1989):
Heuschreckenpopulationen als mögliche Indikatoren bei der Prüfung anthropogener Umwelteinflüsse.- *Articulata* 4: 11-20.
- KÜHN, I. (1982):
Faunistisch-ökologische Untersuchungen an epigäischen Spinnen (Araneae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer bioindikatorischen Bedeutung.- Fachbeitrag i. R. d. Modellstudie "Zoologischer Artenschutz in Bayern" (im Auftr. des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz). Fabriktschleichach.
- LANGE, A. & M. PREUSSING (1995):
Tagfalter (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperoidea, Zygaenoidea) am Burgberg bei Bevern und ihre Bedeutung für ein Naturschutzkonzept.- *Braunsch. naturkundl. Schriften* 4 (4): 841-862.
- LAUNER, A.E. & D.D. MURPHY (1994):
Umbrella species and the conservation of habitat fragments: A case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem.- *Biological Conservation* 69 (2): 145-153.
- LESNIAK, A. (1980):
Changes in the structures of overground communities of Carabidae, Coleoptera as bioindicators of pollution of forest environments.- *Proc. III. Int. Conf. Bioindicat. Det. Reg. Acad. Prag:* 219-221.
- LOFTIN, K.M. ET AL. (1997):
Host preference of mosquitoes in Bernalillo County, New Mexico.- *Journal of the American Mosquito Control Association* 13 (1): 71-75.
- LUFF, M.L. & M.D. EYRE & S.P. RUSHTON (1992):
Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae).- *Journal of Environmental Management* 35 (4): 301-315.
- MACKAY, W.P. ET AL. (1987):
Gnathamitermes tubiformans (Isoptera, Termitidae): Key species in the Chihuahua Desert (Mexico).- *Folia Entomologica Mexicana* (73): 29-46.
- MAELFAIT, J.P., & K. DESENDER (1989):
The use of carabids in short term site assessment studies (Coleoptera, Carabidae).- *European Association of Coleopterology. International Congress of Coleopterology, Abstracts volume, Barcelona, Spain, September 18-23, 1989.* 156p: 116.
- MARCHAND, H. (1953):
Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen.- *Beitr.Ent.* 3 (1/2): 116-162.
- MARTIN, O. (1990):
Click beetles (Coleoptera, Elateridae) from old deciduous forests in Denmark.- *Entomologiske Meddelelser* 57 (12): 1-110.
- MARZELLI, M. (1994):
Ausbreitung von *Mecostethus grossus* auf einer Ausgleichs- und Renaturierungsfläche.- *Articulata* 9 (1): 25-32.
- (1995):
Grasshopper colonisation of a restoration area, focusing on the Large Marsh Grasshopper (*Mecostethus grossus*). - In: URBANSKA, K.M. & K. GRODZINSKA (eds.): *Restoration Ecology in Europe*, Geobotanical Institute SFIT, Zürich.
- MCGEOCH, M.A. & S.L. CHOWN (1997):
The spatial variability of rare and common species in a gallinhabiting Lepidoptera community.- *Ecography* 20 (2): 123-131.
- MELZER, A. & N. GROSSER (1985):
Strukturanalyse einer Lepidopterentaxozönose: Biologische Indikation von Zustandsänderungen eines Biotops - Beispiel Auwaldrest NSG "Burgholz" bei Halle.- *Hercynia*, N. F. 22: 440-446.
- MEY, W. & F. TIETZE (1979):
Zur Indikation von Luftverunreinigungen mittels Psocoptera.- *Hercynia* N. F. 16: 417-419.
- MICHAELS, K.F. & P.B. MCQUILLAN (1995):
Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tallwet Eucalyptus obliqua forest in southern Tasmania.- *Australian Journal of Ecology* 20(2): 316-323.
- MOLLET, J.A. & V. SEVACHERIAN (1984):
Effect of temperature and humidity on dorsal stria lobe densities in Tetranychus (Acari: Tetranychidae).- *International Journal of Acarology* 10 (3): 159-162.
- MÖRTTER, R. (1988):
Beiträge zur Ökologie, Faunistik und Systematik der Lepidopteren in unterschiedlich strukturierten Waldflächen im Kottenforst bei Bonn.- *Neue entomologische Nachrichten* 21: 182 S.
- MULLER, C. ET AL. (1997):
Termite (Isoptera) distributions, endemism, species richness and priority conservation area: Consequences for landuse planning in South Africa.- *African Entomology* 5 (2): 261-271.
- MÜLLER, H.J. (1985):
Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. VII: Zikaden als Zeigerarten für immissionsbelastete Rasenökosysteme.- *Wiss. Z. Jena, naturwiss. R.* 34: 491-502.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1984):
Indikation und Zeitmaß von Faunenveränderungen, demonstriert am Beispiel der Laufkäfer (Insecta, Coleoptera, Carabidae). - *Biol. Rdsch.* 22: 369-378.
- (1989):
Groundbeetles (Coleoptera: Carabidae) as pedobiological indicators.- *Pedobiologia* 33 (3): 145-153.
- NILSSON, S.G. & R. BARNOWSKI (1994):
Indicators of megatree continuity, Swedish distribution of click beetles (Coleoptera, Elateridae) dependent on hollow trees.- *Entomologisk Tidskrift* 115 (3): 81-97.
- NOVOTNY, V. (1990):
Are the parameters of leafhopper and plant communities confluent? A case study on grass and sedge vegetation.- *Acta entomol. Bohemoslov.* 87: 459-469.
- (1992):
Vertical distribution of leafhoppers within a meadow community.- *Acta entomol. Bohemoslov.* 89: 13-20.
- OKLAND, B. (1994):
Mycetophilidae (Diptera), an insect group vulnerable to

- forestry practices? A comparison of clearcut, managed and semi, natural spruce forests in southern Norway.- *Biodiversity and Conservation* 3 (1): 68-85.
- PAMILO, P. & R.H. CROZIER (1997): Population biology of social insect conservation.- *Memoirs of the Museum of Victoria* 56 (2): 411-419.
- PANZER, R. ET AL. (1995): Prevalence of remnant dependence among the prairie and savannainhabiting insects of the Chicago region.- *Natural Areas Journal* 15 (2): 101-116.
- PEKKARINEN, A., & I. TERAS (1993): Zoogeography of *Bombus* and *Psithyrus* in northwestern Europe (Hymenoptera, Apidae).- *Annales Zoologici Fennici* 30 (3): 187-208.
- PELLMANN, H.; E. ARNDT & H. GROEGER (1994): Insekten als ökologische Indikatoren im urbanen Raum.- Erstes (1.) Leipziger Symposium "Stadtökologie in Sachsen" Tagungsband der Veranstaltung: 124-126.
- PETERSSON, R.B. (1992): The pine flower weevil: The character species of lodgepole pine forests.- *Entomologisk Tidskrift* 113 (3): 37-38.
- POETHKE, H.-J.; E. GOTTSCHALK & A. SEITZ (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturieren Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz.- *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 229-242.
- POLLET, M. (1992): Impact of environmental variables on the occurrence of dolichopodid flies in marshland habitats in Belgium (Diptera: Dolichopodidae).- *Journal of Natural History* 26 (3): 621-636.
- POLLET, M. & P. GROOTAERT (1991): Horizontal and vertical distribution of Dolichopodidae (Diptera) in a woodland ecosystem.- *Journal of Natural History* 25 (5): 1297-1312.
- (1996): An estimation of the natural value of dune habitats using Empidoidea (Diptera).- *Biodiversity and Conservation* 5 (7): 859-880.
- POSPISCHIL, R. (1978): Bodenbewohnende Coleopteren als Bioindikatoren für menschliche Einflüsse auf Wälder im Umkreis von Ballungsräumen.- Diplomarbeit. Köln.
- (1981): Die Entwicklung der Käferfauna des Naturschutzgebietes "Im Hölken" von 1958 bis 1977 und die Bedeutung einiger Käferarten als Bioindikatoren.- *Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal* 34: 78-91.
- (1982): Käfer als Indikatoren für den Wasserhaushalt des Waldes.- *Decheniana, Beih.* 26: 158-170.
- (1989): Carabus-Arten als Bioindikatoren.- *Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal* 42: 86-89.
- POSPISCHIL, R. & H.U. THIELE (1979): Bodenbewohnende Käfer als Bioindikatoren für menschliche Eingriffe in den Wasserhaushalt eines Waldes. *Verh. Ges. Ökologie Münster* 7: 453-463.
- PRASSE, J. (1980): Zur Bioindikation von Herbizideinflüssen mit Hilfe ökologischer Strukturen von endogäischen Mikroarthropodengemeinschaften.-In: SCHUBERT, R. & J. SCHUH (Hrsg.): Bioindikation. Teil 5. - *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg* 28 (P 12): 17-26.
- (1985): Indications of structural changes in the communities of microarthropods of the soil in an agro-ecosystem after applying herbicides.- *Agricult., Ecosyst. and Environm.* 13: 205-215.
- REDFORD, K.H. (1984): The termitaria of *Cornitermes cumulans* (Isoptera, Termitidae) and their role in determining a potential keystone species.- *Biotropica* 16 (2): 112-119.
- REHFELDT, G. (1986): Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fließgewässern des nordwestdeutsches Tieflandes.- *Arch.Hydrobiol.* 108 (1): 77-95.
- REICHHOLF, J. (1986): Tagfalter, Indikatoren für Umweltveränderungen.- *Ber. ANL* 10, 159-169.
- RIECKEN, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung - Anwendung und Perspektiven.- *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* 11: 45-56.
- RYKKEN, J.J. ; D.E. CAPEN & S.P. MAHABIR (1997): Ground beetles as indicators of land type diversity in the green mountains of Vermont.- *Conservation Biology* 11 (2): 522-530.
- SANDERSON, R.A. (1993): Factors affecting the Hemiptera of naturally colonised derelict land in North West England.- *Entomologist* 112 (1): 10-16.
- SCHIKORA, H.B. (1994): Changes in the terrestrial spider fauna (Arachnida: Araneae) of a north German raised bog disturbed by human influence: 1964-1965 and 1986-1987: A comparison.- *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 0 (169): 61-71.
- SCHMELLER, D. (1995): Genetische Untersuchung der Populationsstruktur der Heuschreckenart *Platycleis albopunctata* (GOEZE 1778) unter Berücksichtigung verschiedener Umweltparameter.- Diplomarbeit, Johannes-Gutenberg-Universität Mainz: 119 S.
- SCHMID-EGGER, C. (1995): Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur naturschutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinbergslandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg).- *Dissertation Univ. Hohenheim, Cuvillier Verlag, Göttingen.*
- SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologischen Analyse und ihre theoretische Grundlage im Konzept der ökologischen Nische.- *Schr.-R. Landschaftspfl. u. Naturschutz* 29: 281-289.
- SCHMIDT, G.H. (1970): Insekten als Indikatoren des Mikroklimas.- *Naturwiss. u. Medizin* 7 (35): 41-50.

- SCHMIDT, G.H. & L. SCHLIMM (1984):
Bedeutung der Saltatoria (Insecta) des Naturschutzgebietes "Bissendorfer Moor" als Bioindikatoren.- Braunschw. Naturkd. Schr. 2 (1): 145-180.
- SCHMITT, T. (1991):
Großschmetterlinge als Indikatoren unter besonderer Berücksichtigung der Lokalfauna des nördlichen Saarlandes.- Faunist.-Florist. Notizen aus dem Saarland 22 (3): 93-99.
- SCHMUCK, R. ET AL. (1997):
A semifield testing procedure using the ladybird beetle, *Coccinella septempunctata* L. (Col., Coccinellidae), for assessing the effects of pesticides on nontarget leafdwelling insects under field exposure conditions.- Journal of Applied Entomology 121 (2): 111-120.
- SCHWERK, A. ET AL. (1995):
Carabid fauna on colliery fallow grounds of different successional stages.- Zoologische Beiträge 36 (2): 199-220.
- SCHULTZ, W. & O.-D. FINCH (1996):
Biotoypenbezogene Verteilung der Spinnenfauna der nordwestdeutschen Küstenregion. Charakterarten, typische Arten und Gefährdung. - Cuvillier Verlag Göttingen.
- SECO, M.A. & J.M.S. OSTAS (1991):
Ecological analysis of *Carabus* and *Cychrus* (Coleoptera Carabidae) in the Orocantabrian phytogeographical region (Spain).- Bulletin et Annales de la Societe Royale Belge d'Entomologie 127 (1012): 363-378.
- SIEPEL, H. VANDE & C.F. BUND (1988):
The influence of management practices on the microarthropod community of grassland.- Pedobiologia 31 (56): 339-354.
- SLEAFORD, F.; D.E. BIGNELL & P. EGGLETON (1996):
A pilot analysis of gut contents in termites from the Mbalmayo Forest Reserve, Cameroon.- Ecological Entomology 21 (3): 279-288.
- SPRICK, P. & H. WINKELMANN (1993):
Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Rüsselkäfer) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Schr.R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz 38: 47-58.
- SSYMANK, A. (1991):
Proboscis and body lengths of hover flies (Diptera, Syrphidae) under consideration of fresh and alcohol conserved material.- Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 64 (12): 67-80.
- STARK, A. & R. BAEHRMANN (1992):
The Brocken (Harz mountains): A special refuge for Diptera species.- Entomologische Nachrichten und Berichte 36 (3): 203-209.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & T. TSCHARNTKE (1994):
Tagschmetterlinge als Indikatoren für Ackerbrachen.- Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 9 (Jena 1993): 75-78.
- STEINBORN, H.-A. & B. HEYDEMANN (1990):
Zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Agrarflächen am Beispiel der Carabidae (Laufkäfer).- Schr.R. Landschaftspf. u. Naturschutz 32: 165-174.
- STEINER, W.A. (1995):
Influence of air pollution on mossdwelling animals: 3. Terrestrial fauna, with emphasis on Oribatida and Collembola.- Acarologia (Paris) 36 (2): 14-173.
- STUMPF, T. (1997):
Neue Wege in der Bioindikation. Ein ökologisches Zeigerwertsystem für Käfer.- LÖBF-Mitt. 2/97: 53-58.
- SZIJJ, J. (1985):
Ökologische Einnischungen der Saltatoria im Artland (Niedersachsen) und ihr Verwendung für naturschützerische Wertanalyse.- Dtsch. Ent. Z. N. F. 32 (4/5): 256-273.
- TERTERIAN, A.E. ET AL. (1994):
On the fauna of insects and other invertebrates in the city of Yerevan with respect to anthropogenic pressure.- Entomological Review (English Translation of Entomologicheskoye Obozreniye) 73 (7): 31-42.
- THIELE, H.U. & H.E. WEISS (1976):
Die Carabiden eines Auwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas.- Schr.Reihe Vegetationskde. 10: 359-374.
- THIELE, V. (1993):
Großschmetterlinge als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand der Auenbereiche der Nebel (Kreis Güstrow, Mecklenburg-Vorpommern).-Kurzfassungen der Vorträge auf der Tagung der DGaaE 1993 in Jena (Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 9): 419-432.
- THIELE, V.; D. MEHL & A. BERLIN (1995):
A method for the ecological evaluation of rivers and lowlands in the Warnowsystem with special reference to insecta.- Archiv für Hydrobiologie Supplementband 101 (34): 599-614.
- TIETZE, F. (1968):
Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Eisengesellschaften.- Pedobiologia 8: 387-399.
- (1980):
Tierische Organismen als Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in immissionsbeeinflussten Ökosystemen.- Wiss. Z. Martin-Luther-Univ. Halle, math.-nat. R. 24: 83-93.
- TOFT, R.J. & J.R. BEGGS (1995):
Seasonality of crane flies (Diptera: Tipulidae) in South Island beech forest in relation to the abundance of *Vespula* wasps (Hymenoptera: Vespidae).- New Zealand Entomologist 18 (0): 37-44.
- TRAUTNER, J. & T. AßMANN (1998):
Bioindikation durch Laufkäfer - Beispiele und Möglichkeiten.- Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspf., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 169-182.
- TRAUTNER, J., & M. BRÄUNICKE (1997):
Laufkäferzönosen an der umgestalteten Oster im Saarland.- Natur und Landschaft 72 (9): 390-395.
- TREWICK, S.A. (1990):
Occurrence of *Papilio*, *Graphium* and *Charaxes* butterflies in Ugandan forests.- African Journal of Ecology 28 (1): 83-86.
- TROJANOWSKI, M.; A. CHOJNACKI & M. POLKOWSKI (1986):
The population of Carabidae as bioindicator of environmental deterioration by nitrogen compounds.- In: PAUKERT, J.; V. RUILKA & J. BOHAC (Eds.): Proc. IV. Internat. Conf.: Bioindicat. Det. Reg. Acad. Prag: 330-337.
- TURIN, H. ET AL. (1991):
Ecological characterization of carabid species (Coleop-

tera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling.- Tijdschrift voor Entomologie 134 (2): 279-304.

UTSCHICK, H. (1977):
Tagfalter als Bioindikatoren im Flußauenwald.- Nachr. Bl.bayer. Ent. 26 (6): 119-127.

VAISANEN, R.; K. HELIOVAARA & A. IMMONEN (1991):
Biogeography of northern European insects: Province records in multivariate analyses (Saltatoria., Lepidoptera: Sesiidae., Coleoptera: Buprestidae, Cerambycidae).- Annales Zoologici Fennici 28 (2): 57-81.

VIEJO, J.L.; M.G. DE, VIEDMA & E. MARTINEZ-FALERO (1989):
The importance of woodlands in the conservation of butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) in the center of the Iberian Peninsula.- Biological Conservation 48 (2): 101-114.

VOGEL, B. & R. FELDMANN (1997):
Schlagfluren und Waldheiden - Biotope für gefährdete Tierarten in der Dübener Heide?- In: FELDMANN, R. ET AL. (Hrsg.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung- Konzepte für belastete Regionen. Springer Verlag, Berlin: 137-141.

VOGEL, K. (1995):
Populationsbiologie und Habitatwahl des Roten Schekkenfalters (*Melitaea didyma*, Esper 1779).- Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie 10: 357-360.

— (1996):
Zur Verbreitung, Populationsökologie und Mobilität von *Melitaea didyma* (ESPER, 1779) in Raum Hammelburg, Unterfranken.- Oedippus 13: 1-26

— (1998):
Sonne, Ziest und Flockenblumen: Was braucht eine überlebensfähige Population des Roten Schekkenfalters (*Melitaea didyma*)? Cuvillier-Verlag Göttingen.

VOGEL, K. ET AL. (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz: Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.

VOGEL, K. & JOHANNESSEN (1996):
Research on population viability of *Melitaea didyma* (ESPER, 1779) (Lepidoptera, Nymphalidae).- In: SETTELE, J. ET AL. (eds.): Species Survival in fragmented landscapes. The GeoJournal Library Vol. 35, Kluwer Academic Publishers Dordrecht: 262-267.

WAGNER, G. & U. BERGER (1996):
A population vulnerability analysis of the red-winged grasshopper, *Oedopodia germanica* (Caelifera: Acrididae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 312-319.

WALLASCHEK, M. (1995):
Untersuchungen zur Zoozönologie und Zönotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum "Östliches Harzvorland".- Articulata-Beiheft 5, Erlangen: 1-153.

WEIDNER, A. (1992):
Beziehungen zwischen Vegetation und tagaktiven Schmet-

terlingen im Seidenbachtal bei Blankenheim (Eifel).- Naturschutzforum 5/6: 131-156.

WEITZEL, M. (1982):
Eignen sich Schmetterlinge als Indikatoren für langfristige Umweltveränderungen?- Decheniana, Beih. 26: 178-185.

WIEGAND, S. ET AL. (1994):
Untersuchungen an Zikaden in unterschiedlich immissionsbeeinflussten Kiefernforsten der Dübener Heide.- Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 71-79.

1.2.5 Mollusken

ANT, H. (1976):
Arealveränderungen und gegenwärtiger Stand der Gefährdung mitteleuropäischer Land- und Süßwassermollusken.- Schriftenr. Vegetationskunde 10: 109-339.

BAYERISCHES LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Heft 4/96.- Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.

BORCHARDT, T. (1988):
Biological monitoring in the central and southern North Sea: Heavy metal contamination of mussels (*Mytilus edulis* L.).- Zeitschrift für angewandte Zoologie 75 (1): 336.

BROWN, B.E., & A.J. KUMAR (1990):
Temporal and spatial variations in the iron concentrations of tropical bivalves during a dredging event.- Marine Pollution Bulletin 21 (3): 118-123.

CAIN, D.J. & S.N. LUOMA (1985):
Copper and silver accumulation in transplanted and resident clams (*Macoma balthica*) in South San Francisco Bay (USA).- Marine Environmental Research 15 (2): 115-136.

COUGHTREY, P.J. & M.H. MARTIN (1977):
Die Aufnahme von Blei, Zink, Cadmium und Kupfer durch die Gesprenkelte Weinbergschnecke *Helix aspersa* MÜLLER; ihre Bedeutung für den Nachweis der Umweltverschmutzung durch Schwermetalle.- Oecologia, Berlin 27: 65-74.

CUVIN-ARALAR, M.L.A. & R.C. UMALY (1991):
Accumulation and tissue distribution of radioiodine (iodine-131) from algal phytoplankton by the freshwater clam *Corbicula manilensis*- Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 47 (6): 896-903.

DAVIES, P.; C.H. GALE & M. LEES, M. (1996):
Quantitative studies of modern wetground molluscan faunas from Bossington, Hampshire.- Journal of Biogeography 23 (3): 371-377.

DEGENBECK, M. (1993):
Bachsanieierung fuer die Gemeine Flußmuschel. Ein Konzept für das Kühbachsystem im Tertiärhügelland (Bayern).- Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (6): 227-233.

FLETCHER, W.J. (1987):
Interactions among subtidal Australian sea urchins, gastropods, and algae: Effects of experimental removals.- Ecological Monographs 57 (1): 89-109.

FÖCKLER, F. (1990):
Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des

Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften.- Ber.ANL, Beih. 7: 1-154.

FÖCKLER, F. ET AL. (1991):
Water mollusc communities and bioindication of lower Salzach floodplain waters.- Regulated Rivers 6 (4): 301-312.

— (1995):
Die Rolle aquatischer Makroinvertebraten in den Altwässern der Salzach-Aue.- In: Bayer. Landesanst. f. Wasserforschung (Hrsg.): Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus der Sicht der aquatischen Ökologie, München: 120-196.

FOECKLER, F.; C. ORENDT & E.G. BURMEISTER (1995):
Ecological assessment of alluvial floodplain waters of the East Bavarian Danube by macroinvertebrate communities.- Archiv für Hydrobiologie Supplementband 101 (34): 229-308.

HUTCHINSON, P.J. ET AL. (1993):
A freshwater bioprobe: Periostracum of the Asian clam, *Corbicula fluminea* (Mueller) combined with laser microprobe mass spectrometer.- Environmental Pollution 79 (1): 95-100.

IGA, H. & Y. KONDO (1993):
Environmental changes of Uranouchi Bay, Kochi, during about 50 years (1943-1992), as inferred from bivalve distribution.- Bulletin of Marine Sciences and Fisheries Kochi University 0 (13): 11-19.

LIMONDIN, N. (1992):
Holocene biogeography of European Vertiginidae (Mollusca: Gastropoda): Relations with the last deglaciation.- Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Serie II Mécanique Physique Chimie Sciences de l'univers Sciences de la Terre 315 (10): 1281-1287.

MAGNIN, F. (1993):
Competition between two land gastropods along altitudinal gradients in southeastern France: Neontological and paleontological evidence.- Journal of Molluscan Studies 59 (4): 445-454.

MAJORI, L. ET AL. (1991):
Mercury distribution in *Mytilus galloprovincialis* LMK in northern Adriatic lagoons and coastal areas.- Revue Internationale d'Océanographie Médicale 101-104 (0): 214-217.

MARTINCIC, D. (1992):
Distribution of zinc, lead, cadmium and copper between seawater and transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*).- Science of the Total Environment 119 (0): 211-230.

MARVIN, C.H.; B.E. MCCARRY & D.W. BRYANT (1994):
Determination and Genotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Isolated from *Dreissina polymorpha* (Zebra Mussels) Sampled from Hamilton Harbour.- Journal of Great Lakes Research 20 (3): 523-530.

MEINCKE, K.F. & K.-H. SCHALLER (1974):
Über die Brauchbarkeit der Weinbergschnecken (*Helix pomatia* L.) im Freiland als Indikator für die Belastung der Umwelt durch die Elemente Eisen, Zink und Blei.- Oecologia 15: 393-398.

MURRAY, A.P.; B.J. RICHARDSON & C.F. GIBBS (1991):
Bioconcentration factors for petroleum hydrocarbons,

PAHs, LABs and biogenic hydrocarbons in the blue mussel.- Marine Pollution Bulletin 22 (12): 595-603.

OEHLMANN, J. (1996):
Tributyltin (TBT) effects on *Ocenebrina aciculata* (Gastropoda: Muricidae): Imposed development-sterilization, sex change and population decline.- Science of the Total Environment 188 (23): 205-223.

PAGE, D.S. (1995):
A six-year monitoring study of tributyltin and dibutyltin in mussel tissues from the Lynher River, Tamar Estuary, UK.- Marine Pollution Bulletin 30 (11): 746-749.

PALMER, S.J. ET AL. (1993):
Field studies using the oyster *Crassostrea virginica* to determine mercury accumulation and depuration rates.- Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 51 (3): 464-470.

PAVLOVA, E.S. (1987):
Comparative study of trace metal content of mussels collected from mussel farms and from bottom populations.- Okeanologiya 27 (5): 844-847.

PHELPS, H.L.; D.A. WRIGHT & J.A. MIHURSKY (1984):
Factors affecting trace metal accumulation by estuarine oysters *Crassostrea virginica*.- Marine Ecology Progress Series 22 (2): 187-198.

PHILLIPS, D.J.H. (1985):
Organochlorines and trace metals in green, lipped mussels, *Perna viridis*, from Hong Kong waters: A test of indicator ability.- Marine Ecology Progress Series 21 (3): 251, 258.

PILLAI, V.K. & K.K. VALSALA (1995):
Seasonal variations of some metals in bivalve mollusc *Sunetta scripta* from the Cochin coastal waters.- Indian Journal of Marine Sciences 24 (2): 113-115.

PONDER, W.F. (1994):
Australian freshwater mollusca: Conservation priorities and indicator species.- Memoirs of the Queensland Museum 36 (1): 191-196.

RINGWOOD, A.H. (1992):
Effects of chronic cadmium exposures on growth of larvae of an Hawaiian bivalve, *Isognomon californicum*.- Marine Ecology Progress Series 83 (1): 63-70.

SPENCE, S.K.; S.J. HAWKINS & R.S. SANTOS, (1990):
The mollusc *Thais haemastoma*: An exhibitor of "imposex" and potential biological indicator of tributyltin pollution.- Marine Ecology 11 (2): 147-156.

STROBEN, E.; J. OEHLMANN & P. FIORONI (1992):
Hinia reticulata and *Nucella lapillus*: Comparison of two gastropod tributyltin bioindicators.- Marine Biology (Berlin) 114 (2): 289-296.

WATTON, A.J. & H.A. HAWKES (1984):
The acute toxicity of ammonia and copper to the gastropod *Potamopyrgus jenkinsi*.- Environmental Pollution Series A Ecological and Biological 36 (1): 17-30.

1.2.6 Tierreich, sonstige

AHRENS, M. (1993):
Gymnostomum viridulum Brid, new to southern Germany.- Carolina 51 (0): 75-82.

- ARNDT, U.; W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1996): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse.- 2. Aufl., E. Ulmer, Stuttgart: ca. 296 S.
- BAKKER, F.M. & J.A. JACAS (1995): Pesticides and phytoseiid mites: Strategies for risk assessment.- *Ecotoxicology and Environmental Safety* 32 (1): 58-67.
- BALVAY, G. (1989): Evolution of rotifer biocenosis during changes of the trophic state in Lake Geneva (Switzerland and France) and comparison with Lake Constance (West Germany, Austria, and Switzerland).- *Revue des Sciences de l'Eau* 2 (4): 739-754.
- BARKAY, T.; D.F. SHEARER & B.H. OLSON (1986): Toxicity testing in soil using microorganisms.- In: DUTKA, B. I. & G. BITTON (Eds.): *Toxicity Testing Using Microorganisms*.- Vol. II. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- BARMUTA, L.A. ET AL. (1990): Responses of zooplankton and zoobenthos to experimental acidification in a high elevation lake (Sierra Nevada, California, USA).- *Freshwater Biology* 23 (3): 571-586.
- BASFORD, D.J.; A. ELEFTHERIOU & D. RAFFAELLI (1989): The epifauna of the northern North Sea (56 degrees, 61 degrees North).- *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 69 (2): 387-408.
- BAUERLE, B.; D.L. SPENCER & W. WHEELER (1975): The use of snakes as a pollution indicator species.- *Copeia* 2: 366-368.
- BENGTSSON, G. & S. RUNDGREN (1992): Seasonal variation of lead uptake in the earthworm *Lumbricus terrestris* and the influence of soil liming and acidification.- *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23 (2): 198-205.
- BEREZHKO, V.K. & L.N. ROMANENKO (1989): Antigenic affinity of cestodes of the genus *Taenia*.- *Parazitologiya (Leningrad)* 23 (2): 153-158.
- BHATTACHARYA, T. & J. BHATTACHARYA (1985): Impact, sensitiveness of soil oribatid species to the waste water from a coal distillation plant.- *Entomon* 10 (4): 267-270.
- BIANCHI, G. (1991): Demersal assemblages of the continental shelf and slope edge between the Gulf of Tehuantepec (Mexico) and the Gulf of Papagayo (Costa Rica)- *Marine Ecology Progress Series* 73 (23): 121-140.
- BIANCHI, G. (1992): Study of the demersal assemblages of the continental shelf and upper slope off Congo and Gabon, based on the trawl surveys of the RV "Dr Fridtjof Nansen".- *Marine Ecology Progress Series* 85 (12): 9-23.
- BIELANSKA-GRAJNER, I. (1991): Rotifers (Rotatoria) in the inlets of the Rybnik dam reservoir (Poland).- *Prace Naukowe Uniwersytetu Slaskiego W Katowicach* 0 (1167): 203-218.
- BINEY, C.A. & E. AMEYIBOR (1992): Trace metal concentrations in the pink shrimp *Penaeus notialis* from the coast of Ghana.- *Water Air and Soil Pollution* 63 (34): 273-279.
- BLAB, J.; P. BRÜGGEMANN & H. SAUER (1991): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft - Teil II: Raumbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelder Ländchen.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 34: 94 S.
- BÖHMER, J.; W. VOLLMER H. RAHMANN (1992): Aquatische Organismen als Bioindikatoren für Gewässerversauerung.- *Bioindikatoren für Umweltbelastungen. Hohenheimer Umwelttagung* 24: 111-128.
- BOND, W.J. (1993): Keystone species.- In: SCHULZE, E.-D. & H.A. MOONEY (Hrsg.): *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer, Berlin: 237-253.
- BONE, Q. ET AL. (1987): On the differences between the two "indicator" species of chaetognath, *Sagitta setosa* and *Sagitta elegans*.- *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 67 (3): 545-560.
- BORCARD, D. (1996): Typology of the Oribatid mite species assemblages of the peatbog Le Cachot (Swiss Jura mountains): Indicator species or characteristic species groups?- *Bulletin de la Societe Neuchateloise des Sciences Naturelles* 119 (0): 63-73.
- BREMNES, T. & S.E. SLOREID (1994): Oligochaetes of freshwater: Distribution in south Norway.- *NINA Utredning* 0 (56): 1-42.
- BROCKMANN, W.G. (1987): Einflüsse mechanischer Bodenveränderungen auf Abundanz und Biomasse von Enchytraeiden (Oligochaeta). - *Verh. Ges. Ökol.* 16: 427-430.
- BROTHERS, N.P. & M.J. BROWN (1987): The potential use of fairy prions (*Pachyptila turtur*) as monitors of heavy metal levels in Tasmanian waters (Australia).- *Marine Pollution Bulletin* 18 (3): 132-134.
- BROWN, M.D. ET AL. (1996): Acute toxicity of selected pesticides to the estuarine shrimp *Leander tenuicornis* (Decapoda: Palaemonidae).- *Journal of the American Mosquito Control Association* 12 (4): 721-724.
- CAINE, E.A. (1986): Carapace epibionts of nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta caretta*): Atlantic coast of USA.- *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 95 (1): 15-26.
- CHE, R.G.O. & B. MORTON (1995): Further studies on the subtidal macrobenthic community of Tai Tam Bay, Hong Kong.- *Asian Marine Biology* 12 (0): 53-68.
- DA-SILVEIRA, F.L. & A.E. MIGOTTO (1991): The variation of *Halocordyle disticha* (Cnidaria, Athecata) from the Brazilian coast: An environmental indicator species?- *Hydrobiologia* 216-217 (0): 437-442.
- DEROOIJ, VANDERGOES, P.C.E.M.; W.H. VANDERPUTTEN & C. VANDIJK (1995): Analysis of nematodes and soilborne fungi from *Ammophila arenaria* (Marram grass) in Dutch coastal foredunes by multivariate techniques.- *European Journal of Plant Pathology* 101 (2): 149-162.
- DUNGER, W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Um-

- weltveränderungen.- Decheniana, Beih. (Bonn) 26: 151-157.
- EHMKE, W. (1982):
Erfassung von Immissionsschadwirkungen an Pflanzen und Tieren mit Bioindikatoren.- Umwelt u. Energie 4: 39-78.
- EHRENFELD, D. (1995):
Readings from Conservation Biology: Wildlife and forests.- EHRENFELD, D. (ed.). Readings from Conservation Biology: Wildlife and forests: vi+248p.
- EJSMONT-KARABIN, J. & A. HILLBRICHT-ILKOWSKA (1994):
Illustration of the eutrophication process: Comparison of rotifers from Mikolajskie Lake in the years 1989-1990 and 1963-1964.- Polskie Archiwum Hydrobiologii 41 (4): 477-487.
- ELEFThERIOU, A., & D.J. BASFORD (1989):
The macrobenthic infauna of the offshore northern North Sea.- Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 69 (1): 123-144.
- FERNANDEZ-CASALDERREY, A.; M.D. FERRANDO & E. ANDREU-MOLINER (1992):
Effect of sublethal diazinon concentrations on the demographic parameters of *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera).- Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 48 (2): 202-208.
- FLETCHER, W.J. (1987):
Interactions among subtidal Australian sea urchins, gastropods, and algae: Effects of experimental removals.- Ecological Monographs 57 (1): 89-109.
- FOISSNER, W. (1997):
Faunistic and taxonomic studies on ciliates (Protozoa, Ciliophora) from clean Rivers in Bavaria (Germany), with description of new species and ecological notes.- Limnologica 27 (2): 179-238.
- FOKIN, S.I. (1986):
Morphology of the contractile vacuoles in ciliated protozoa of the genus *Paramecium* (Hymenostomatida, Peniculinina) as a species-specific character.- Zoologicheskii Zhurnal 65(1): 5-15.
- FRANCHINI, P. & C.L. ROCKETT (1996):
Oribatid mites as "indicator" species for estimating the environmental impact of conventional and conservation tillage practices.- Pedobiologia 40 (3): 217-225.
- FRAZER, N.B.; J.L. GREENE & J.W. GIBBONS (1993):
Temporal variation in growth rate and age at maturity of male painted turtles, *Chrysemys picta*.- American Midland Naturalist 130 (2): 314-324.
- FROBEL, K. (1997):
Naturschutz in einer fränkischen Kulturlandschaft: Biogeographische Analyse regionaler Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten.- Dissertation, Universität Bayreuth, Fak. f. Biologie, Chemie u. Geowissenschaften, Lehrstuhl für Biogeographie, Bayreuth: 217 S. + Anh.
- FRUEND, H.C. & B. RUSZKOWSKI (1989):
Investigations on the biology of urban soils: 4. Lumbricidae, isopods, and diplopods.- KUTTLER, W. (ed.). Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie, Band 18., (Proceedings of the Society for Ecology, Vol. 18.), Meeting, Essen, Germany, September 25, October 1, 1988. 920p: 193-200.
- GIANI, N. (1984):
The Riou Morta tributary of the river Lot (France)-polluted by heavy metals: 4. A study of the oligochaetes.- Annales de Limnologie 20 (3): 167-182.
- GRAEFE, U. (1987):
The influence of acid deposition and liming on the enchytraeid communities in forest soils.-In: SCHAEFER, M. (ed.). Verhandlungen Gesellschaft fuer Ökologie, Band 17; (Proceedings of the Society for Ecology, Vol. 17); 17th Annual Meeting of the Gesellschaft für Ökologie (Society for Ecology), Göttingen, Germany, September 27, October 3, 1987. 834p: 597-603.
- GROLIERE, C.A. (1990):
Use of the colonization of artificial substrates by ciliates for the study of water quality in a river.- European Journal of Protistology 25 (4): 381-390.
- GROVER, J.P. (1994):
Assembly rules for communities of nutrient-limited plants and specialist herbivores.- American Naturalist 143 (2): 258-282.
- GUNKEL, G. (1994):
Bioindikation in aquatischen Ökosystemen.- Stuttgart, G. Fischer: 540 S.
- HAWKSWORTH, D.L. & J.M. RITCHIE (1993):
Biodiversity and biosystematic priorities: Microorganisms and invertebrates.- In: HAWKSWORTH, D. L. & J. M. RITCHIE (eds.): Biodiversity and biosystematic priorities: Microorganisms and invertebrates: vi+120p.
- HERMANN, G. & H. RECK (1992):
Biotopvernetzung im geplanten Flurbereinigungsverfahren Hayingen-Ehestetten: Tierökologische Grundlagen zur Planung.- Unveröff. Gutachten, Filderstadt, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung: 82 S. + Anh..
- HOVESTADT, T.; J. RÖSER & M. MÜHLENBERG (1991):
Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Ber. ökol. Forschung 1: 1-277.
- HWANG, H.J. & J.K. CHOI (1993):
Seasonal characteristics of zooplankton community in the mideastern part of the Yellow Sea.- Journal of the Oceanological Society of Korea 28 (1): 24-34.
- ITURRONDOBEITIA, J.C. & M.I. SALONA (1991):
Study on the oribatological communities (Acari, Oribatei) of several ecosystems of Biscay and a related zone: 4. Relationships between fauna and physicochemical soil factors.- Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol 28 (4): 443-459.
- JOHNSON, R.K. & T. WIEDERHOLM (1989):
Classification and ordination of profundal macroinvertebrate communities in nutrient poor-oligo-mesohumic lakes in relation to environmental data.- Freshwater Biology 21 (3): 375-386.
- KAUSHIK, S. & D.N. SAKSENA (1995):
Trophic status and rotifer fauna of certain water bodies in central India.- Journal of Environmental Biology 16 (4): 283-291.
- KRIVOLUTSKY, D.; V. TURCANINOVA & Z. MIKHALTSOVA (1982):
Earthworms as bioindicators of radioactive soil pollution.- Pedobiologia 23: 263-265.

- KRUSE, E.A. /& G.W. BARRETT (1985):
Effects of municipal sludge and fertilizer on heavy metal accumulation in earthworms.- Environmental Pollution Series A Ecological and Biological 38 (3): 235-244.
- KRZECZKOWSKA-WOLOSZYN, L. (1985):
Ecology of some bodies of water in the forest, agricultural basin of the River Brynica near the Upper Silesian Industrial Region (Poland): 7. Zooplankton: Quantitative relations in various systematic groups.- Acta Hydrobiologica 27 (4): 509-520.
- KUCZYNSKI, D. (1987):
The rotifer fauna of Argentine Patagonia (South America) as a potential limnological indicator.- Hydrobiologia 150 (1): 3-10.
- LANG, C. & O. REYMOND (1996):
Reversal of eutrophication in four Swiss lakes: Evidence from oligochaete communities.- Hydrobiologia 334 (13): 157-161.
- LANGLEY, J.M. ET AL. (1995):
The conservation value of English urban ponds in terms of their rotifer fauna.- Hydrobiologia 313/314 (0): 259-266.
- LAWRENCE, A.J. (1996):
Environmental and endocrine control of reproduction in two species of polychaete: Potential bioindicators for global climate change.- Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 76 (1): 247-250.
- LAWRENCE, J. M. ET AL. (1993):
Concentrations of metals in *Luidia clathrata* and *Luidia senegalensis* (Echinodermata: Asteroidea) in Tampa Bay and the nearshore Gulf of Mexico, Florida.- Comparative Biochemistry and Physiology C Comparative Pharmacology and Toxicology 105 (2): 203-206.
- MAES, L. (1985):
The rotifer fauna of a polluted lowland brook, pond system during an aeration experiment.- Biologisch Jaarboek 53 (0): 210-232.
- MILLS, L.S.; M.E. SOULÉ & R.J. DEAN (1995):
The keystone-species concept in ecology and conservation.- BioScience 43: 219-224.
- MOORE, D.C. (1991):
Raricirrus beryli Petersen and George (Ctenodrilidae): A new polychaete indicator species for hydrocarbon-polluted sediments.- In: PETERSEN, M. E. & J. B. KIRKEGAARD (Eds.). *Ophelia*, Suppl. 5. Systematics, biology and morphology of world Polychaeta., 2nd International Polychaete Conference, Copenhagen, Denmark, August 1823, 1986. 723p: 477-486.
- MORGAN, J.E. & A.J. MORGAN (1988):
Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils.- Environmental Pollution 54 (2): 123-138.
- MURRAY, H.E.; C.N. MURPHY & G.R. GASTON (1992):
Concentration of HCB in *Callinectes sapidus* from the Calcasieu Estuary, Louisiana.- Journal of Environmental Science and Health Part A Environmental Science and Engineering 27 (4): 1095-1101.
- PARCHUK, G.V. (1990):
Assessing water saprobity in the Soviet part of the Danube using zooplankton indicator species.- *Gidrobiologicheskii Zhurnal* 26(2): 30-33.
- POOLE, S.C.; V.R. BOHMAN & J.A. YOUNG (1989):
Review of selenium in soils/plants and animals in Nevada, (USA).- Great Basin Naturalist 49 (2): 201-213.
- PULLIAINEN, E.; L.H.J. LAJUNEN & J. ITAMIES (1986):
Lead and cadmium in earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) in northern Finland.- *Annales Zoologici Fennici* 23 (3): 303-306.
- RAS, D. & C. RODRIGUEZ-BABIO (1993):
The zooplankton from valencian littoral: Structural, dynamic and indicator species.- *Bulletin de la Societe Zoologique de France Evolution et Zoologie* 118 (4): 395-403.
- RIECKEN, U. & J. BLAB (1989):
Biotop der Tiere in Mitteleuropa.- Greven, Kilda.: 123 S.
- ROS, J. & M.J. CARDELL (1992):
Seasonal distribution pattern of polychaetes from a heavily polluted coastal area (Barcelona, NE Spain, NW Mediterranean).- In: COLOMBO, G. ET AL. (Eds.): Marine eutrophication and population dynamics: With a special section on the Adriatic Sea., 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara, Italy, September 1015, 1990. viii+395p.: 101-110.
- SAAN, B. VAN; K. KRAUSE & C. EMMERLING (1995):
Farne, Regenwürmer und Böden als Indikatoren für Schwermetalle in abgestufter Distanz zur Bleihütte Braubach.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. Vierundzwanzigste (24.) Jahrestagung Frankfurt/Main 1994 / Gesellschaft für Ökologie. Band 24: 653-656.*
- SALTVEIT, S.J. (1989):
Monitoring the river Akerselva, (Norway) based on benthic animals and fish.- *Fauna (Oslo)* 42 (2): 37-42.
- SALVADO, H.; M.P. GRACIA & J.M. AMIGO (1995):
Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants.- *Water Research* 29 (4): 1041-1050.
- SCHLOESSER, D.W.; T.B. REYNOLDS & B.A. MANNY (1995):
Oligochaete fauna of western Lake Erie 1961 and 1982: Signs of sediment quality recovery.- *Journal of Great Lakes Research* 21 (3): 294-306.
- SCHUBERT, R. (Hrsg., 1991):
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.- Stuttgart, G. Fischer: 338 S.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1979):
Ökologie der Tiere. Bd. 11: Demökologie. Struktur und Dynamik tierischer Populationen.-2. neubearb. Aufl., Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- SHIN, H.C.; S.S. CHOI & C.H. KOH (1992):
Seasonal and spatial variation of polychaetous community in Youngil Bay, southeastern Korea.- *Journal of the Oceanological Society of Korea* 27 (1): 46-54.
- SIDDALL, R. & S. DESCLERS (1994):
Effect of sewage sludge on the miracidium and cercaria of *Zoogonoides viviparus* (Trematoda: Digenea).- *Helminthologia (Bratislava)* 31 (34): 143-153.
- SIEGEL, V., & U. PIATKOWSK (1990):
Variability in the macrozooplankton community of the Antarctic Peninsula.- *Polar Biology* 10 (5): 373-386.

- SMITH, D.P.; J.H. KENNEDY & K.L. DICKSON (1991): An evaluation of a naidid oligochaete as a toxicity test organism.- *Environmental Toxicology and Chemistry* 10(11): 1459-1466.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie. - G. Fischer, Stuttgart.
- WANGSHIDA (1996): The effects of eutrophication on the diversity of zoobenthos in Donghu Lake.- *Acta Hydrobiologica Sinica* 20 (SUPPL.): 75-89.
- WASILEWSKA, L. (1995): Soil nematodes as indicators of ecological processes.- *Przeład Zoologiczny* 39 (34): 203-212.
- WEIGMANN, G. (1991): Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influence by traffic and air pollution.- *Water Air and Soil Pollution* 5758 (0): 655-664.
- WRIGHT, S.J.; M.E. GOMPPER & B. DELEON (1994): Are large predators keystone-species in neotropical forests? - The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71 (2): 279-294.
- YOKOYAMA, H. (1995): Occurrence of *Paraprionospio* sp. (Form A) Larvae (Polychaeta: Spionidae) in hypoxic water of an enclosed bay.- *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40 (1): 9-19.
- ZARUBOV, A. I. (1990): Features of the formation of zooplankton communities in the river Gauyiya and its tributaries (Latvian SSR, USSR).- *Latvijas Zinatnu Akademijas Vestis* 0 (6): 115-119.
- BLAB, J. (1979): Amphibienfauna und Landschaftsplanung.- *Natur u. Landschaft* 54 (1): 3-7.
- (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.
- BOHRER, K. (1996): Integration tierökologischer Beiträge in die Landschaftsplanung - dargestellt am Beispiel der Wildbienen (Hymenoptera: Apoidea).- Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover.
- BOYE, P. & H. MEINING (1996): Ökologische Besonderheiten von Raubtieren und ihre Nutzung für Beiträge zur Landschaftsplanung.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 46: 55-67.
- BRAUNS, C. ; J. JEBRAM & I. NIERMANN (1997): Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung: Am Beispiel des Landkreises Holzminden.- Projektarbeit (4. Projekt) am Inst. für Landschaftspflege und Naturschutz der Univ. Hannover: 138 S. + Anh.
- BREUNIG, T. & J. TRAUTNER (1995): Naturraumkonzeption Stromberg-Heuchelberg.- Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Karlsruhe.
- BRINKMANN, R. (1994): Artenschutz durch Landschaftsplanung: dargestellt an Beispielen der Kreuzkröte in Niedersachsen.- *Ber. d. Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 14: 81-87.
- (1997): Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung.- *NNA-Ber.* 3/97: 48-60.
- (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung.- *Inform. d. Naturschutz Niedersachs* 18 (4): 57-128.

2. Anwendungsbereiche

2.1 Landschaftsplanung

- ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (NNA) (Hrsg.) (1994): Biologische Beiträge und Bewertung in Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung- *NNA-Ber.* 7 (1): 114 S.
- ANGELSTAM, P. (1992): Conservation of communities: The importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure.-In: HANSSON, L. (ed.). *Conservation Ecology Series*, 1. Ecological principles of nature conservation: Applications in temperate and boreal environments. xviii+436p: 9-70.
- BAASKE, H.-D.; K. GÄNSSLEN & G. QUENTIN (1990): Arten und Biotopschutz in der Landschaftsrahmenplanung.- *Garten u. Landschaft* 100 (1): 35-40.
- BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. - G. Fischer, Jena.
- BERGMANN, M. (1997): Anwendungsmöglichkeiten des Leitartenmodells am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Emden und eines avifaunistischen Gutachtens zum Besonderen Schutzgebiet "Ostfriesische Meere".- *Mitteilungen aus der NNA* 8 (2): 91-99.
- BRINKMANN, R.; C. BRAUNS; J. JEBRAM & I. NIERMANN (1998): Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung. Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplans Holzminden.- *Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr.* 8/98: 69-93.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1995): Biologische Daten für die Planung: Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung.- *Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 43: 427 S.
- DECKERT, J. & H.J. HOFFMANN (1993): Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wanzen) als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- *Berlin, Insecta* 1 (2): 141-146.
- FLADE, M. (1995): Aufbereitung und Bewertung vogelkundlicher Daten für die Landschaftsplanung unter besonderer Berücksichtigung des Leitartenmodells - *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz.* Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung ; Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung 43:107-146.

- HENDRICH, L. & M. BALKE (1993):
Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wasserkäfer) als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin, Insecta 1 (2): 147-154.
- HILDEBRANDT, J. (1990):
Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel von Zikaden.- Natur und Landschaft 65 (7/8): 362-365.
- KNOP, C. (1994):
Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Landschaftsplanung.- NNA-Ber. 7 (1): 22-26.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (1997):
Die Bedeutung von bioökologischen Untersuchungen für die naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten- NNA-Ber. 3/97: 61-94.
- KRESS, J. (1994):
Die Erhebung und Auswertung zoologischer Daten (Laufkäfer) als Beitrag zur Grünordnungsplanung, dargestellt am Beispiel des Grünordnungsplanes Mergelgruppe Ahlem.- Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover.
- LESER, H. (1991):
Landschaftsökologie. - Ulmer, Stuttgart.
- LOSKE, K.H.; K.J. CONZE & U. CORDES (1993):
Das landschaftsökologische Leitbild fuer die Lippeaue zwischen Lippstadt und Lippborg - ein Beitrag zur Renaturierung von Flussauen.- LÖLFMitteilungen 18 (4): 10-19.
- LÜTTMANN, J. ET AL. (1987):
Katalog zoologisch bedeutsamer Biotoptypen.- Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Oppenheim: 260 S.
- MEILLEUR, A.; A. BOUCHARD & Y. BERGERON, Y. (1992):
The use of understory species as indicators of landform ecosystem type in heavily disturbed forest: An evaluation in the Haut-Saint-Laurent, Quebec.- Vegetatio 102 (1): 13-32.
- MÜHLENBERG, M. (1993):
Die Erforschung des Flächenanspruches von Tierpopulationen - Abhängigkeiten von der Biotopqualität, Konsequenzen für die Eingriffsplanung.- Schr.-R. Forsch. Straßenbau Straßenverkehrstech. 636, Bonn-Bad Godesberg: 119-130.
- MÜHLENBERG, M. ET AL. (1996):
Studying species survival in fragmented landscapes: The approach of the FIFB.- In: SETTELE, J. ET AL. (eds.): Species Survival in fragmented landscapes. The GeoJournal Library Vol. 35, Kluwer Academic Publishers Dordrecht: 152-160.
- MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997):
Kulturlandschaft als Lebensraum.- UTB, Quelle & Meyer, Wiesbaden: 312 S.
- MULLER, C. ET AL. (1997):
Termite (Isoptera) distributions, endemism, species richness and priority conservation area: Consequences for landuse planning in South Africa.- African Entomology 5(2): 261-271.
- OTTITSCH, A. (1995):
Erstellung einer Nutzungspotentialanalyse für den Raum Achenkirch. Teilergebnisse aus dem Projekt "Nutzungspotentialanalyse Achenkirch" (Preparation of a Landuse Potential Analysis for the Area of Achenkirch, Intermediate Project Results).- FBVA-Berichte. Ökosystemare Studien im Kalkalpin = Studies of Ecosystems in the Limestone Alps. Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern Schwerpunkt Rhizosphäre = Stress Assessment of Mountain Forests Emphasis on Rhizosphere 87: 121-131.
- PARK, Y J. (1993):
Studies on the wild *Akebia quinata* for landscape use.- Journal of the Korean Society for Horticultural Science 34 (6): 454-462.
- PIRKL, A. & B. RIEDEL (1992):
Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung 4: 343-346.
- RECK, H. (1992):
Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biotopschutz.- Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (4): 129-135.
- RECK, H. ET AL. (1994):
Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg.- Akad.Natursch.Landschaftspf. (ANL), Laufener Seminarbeitr. 4/94: 65-94.
- RIECKEN, U. (1990):
Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen: Eine Einführung.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 9-26.
- (1992):
Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen: Grundlagen und Anwendung.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Bd. 36, Bonn-Bad Godesberg.
- (1997):
Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung - Anwendung und Perspektiven.- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 11: 45-56.
- RIEDL, U. (1985):
Konzeptionelle Überlegungen zur Aufbereitung faunistischer Daten für die Landschaftsplanung.- Natur und Landschaft 60 (6): 232-235.
- (1990):
Möglichkeiten für die Erhebung und Einbeziehung tierökologischer Daten im Rahmen von Landschaftsplanungen sowie Anforderungen an deren Aufbereitung und Darstellung aus Sicht der Planung.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 32: 27-43.
- (1996):
Anforderungen an die Aufbereitung biologischer Daten für die Planung.- Akad.Natursch.Landschaftspf. (ANL), Laufener Seminarbeitr. 3/96: 119-142.
- SCHULZ, K.D. & U. SIPPEL (1995):
Flächenbezogene Bewertung des Schutzgutes Arten und Lebensgemeinschaften am Rahmen der Landschaftsplanung

nung.- Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover: 458 S. + Anh.

SPANG, W. D. (1992):
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- *Natur und Landschaft* 67 (4): 158-161.

SPRICK, P. & H. WINKELMANN (1993):
Bewertungsschema einer Insektengruppe (Rüsselkäfer) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin, *Insecta* 1 (2): 155-160.

STEIOF, K. (1983):
Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung.- *Natur und Landschaft* 58 (9): 340-341.

STEIOF, K., & M. FLADE (1993):
Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung avifaunistischer Daten in der Landschaftsplanung.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 2 (3): 28-33.

WERNER, G. (1977):
Zur Funktion der Umweltindikatoren und Umweltmodelle - historischer Abriss.- In: *Umweltindikatoren als Planungsinstrumente*.- Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft 11, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

WOLF, B. DE (1997):
Avifaunistischer Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm Niedersachsen.- Diplomarbeit, Institut für Landschaftspflege u. Naturschutz, Universität Hannover.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998):
Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren.- *Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr.* 8/98: 9-32.

2.2 Umweltverträglichkeitsprüfung, Eingriffsplanungen

ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (NNA) (Hrsg.) (1994):
Biologische Beiträge und Bewertung in Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung- *NNA-Ber.* 7 (1): 114 S.

BRINKMANN, R.; L. BACH; C. DENSE; H. LIMPENS; G. MÄSCHER & U. RAHMEL (1996):
Fledermäuse in Naturschutz- und Eingriffsplanungen - Hinweise zur Erfassung, Bewertung und planerischen Integration.- *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 28 (8): 229-236.

DECKERT, J. & H.J. HOFFMANN (1993):
Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wanzen) als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin, *Insecta* 1 (2): 141-146.

FRANK, C.; R. ASANGSOERGEL & A. TEIWES, (1995):
Umfang von Umweltverträglichkeitsstudien in Auengebieten: Studie Fauna und Flora.- *Archiv für Hydrobiologie. Supplement Volumes: Large Rivers* 9 (3/4): 565-572.

HENDRICH, L. & M. BALKE (1993):
Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wasserkäfer) als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin, *Insecta* 1 (2): 147-154.

HOVESTADT, T.; J. RÖSER & M. MÜHLENBERG (1991):

Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- *Ber. ökol. Forschung* 1: 1-277.

KAULE, G. (1991):
Arten- und Biotopschutz. - Ulmer, Stuttgart.

KNOP, C. (1994):
Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Landschaftsplanung.- *NNA-Ber.* 7 (1): 22-26.

MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1990):
Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- *Verh. Ges. Ökol.* 19/3: 597-617.

RECK, H. (1990):
Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 32: 99-119.

— (1992):
Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 24 (4): 129-135.

— (1995):
Arten- und populationsorientierte Grundlagen für die Planung - Beispiele aus der Flurbereinigung Hettingen auf der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg).- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 43: 247-280.

— (1998):
Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung - anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen.- *Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr.* 8/98: 43-68.

REINKE, E. (1993):
Verfahren zur Berücksichtigung zoologischer Informationen bei der UVP.- *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 25 (1): 5-10.

RIECKEN, U. (1993):
Zur Anwendung der zooökologischen Indikation am Beispiel des tierökologischen Fachbeitrages zur Umweltverträglichkeitsprüfung.- *Schr.-R. Forsch. Straßenbau Straßenverkehrstech.* 636: 49-61.

SPRICK, P. & H. WINKELMANN (1993):
Bewertungsschema einer Insektengruppe (Rüsselkäfer) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Berlin, *Insecta* 1 (2): 155-160.

TRAUTNER, J. (1993):
Laufkäfer als Indikatoren/Deskriptoren in der Planung und Probleme der Ausgleichbarkeit von Eingriffen am Beispiel dieser Artengruppe.- In: *DER BUNDESMINISTER FÜR VERKEHR* (Hrsg.): Die Beurteilung von Landschaften für die Belange des Arten- und Biotopschutzes als Grundlage für die Bewertung von Eingriffen durch den Bau von Straßen. Tagungsband zum Symposium vom 6.- 8. Februar 1990 in Bonn-Bad Godesberg;

2.3 Arten- und Biotopschutzprogramme/ -maßnahmen, Biotopbewertung

AKADEMIE F. NATUR- UND UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg., 1996):

Bewertung im Naturschutz. Ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und Neuorientierung in der Umweltplanung.- Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 23: 346 S.

ALTMOOS, M. (1997):

Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz - Modellregion Biosphärenreservat Rhön.- Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON), Echzell: 235 S.

BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (1987):
Beiträge zum Artenschutz 3, Käfer und Schmetterlinge.- Schriftenr. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz: 77.

BEZZEL, E. (1976):

Vögel als Bewertungskriterien für Schutzgebiete - einfache Beispiele aus der Planungspraxis.- Natur u. Landschaft 51 (1976): 73-78.

BLANKERT, W. & R. SCHAUB (1995):

Faunistische Leitartenkonzepte in der Naturschutzplanung.- Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege u. Naturschutz, Universität Hannover.

BLASCHKE, T. (1994):

Eine Studie zum "Potential range"-Konzept anhand faunistischer Leitarten.- Salzbg.geogr.Materialien 21: 83-101.

BÖTTGER, K. & R. PÖPPERL (1992):

Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 135-142.

BROCKHAUS, T. & A. GÜNTHER (1992):

Der biologische Zustand von Fließgewässern im Regierungsbezirk Chemnitz anhand des Vorkommens ausgewählter Leitarten.- Ökolog. Beurteilung v. Fließgewässern im Reg.Bez. Chemnitz: 77-80.

BRUNKEN, H. (1986):

Die Bewertung der Fischfauna von Stillgewässern am Beispiel des Schapenbruchteiches im Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig.- Braunschw. naturkundl. Schr. 2 (3): 405-424.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg., 1995):

Biologische Daten für die Planung: Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 43: 427 S.

BURGARD, A. (1996):

Tagfalter und Heuschrecken als Leitarten für Trockenstandorte der Isarauen und Untersuchungen zum Biotopverbund am Beispiel der Grünseiboldsdorfer Au.- Diplomarbeit an der TU München-Weihenstephan, Fak. f. Landwirtschaft u. Gartenbau, Institut für Angewandte Zoologie: 117 S. + Anh.

COLDING, J. & C. FOLKE (1997):

The relations among threatened species, their protection, and taboos.- Conservation Ecology (online) 1 (1 cited june 30, 1997): No Pagination.

CROCKFORD, N.J.R. ET AL. (1997):

Zusammenfassung des europaweiten Artenschutzprogramms für den Wachtelkönig *Crex crex*.- Die Vogelwelt 118: 169-174.

DANIELS, F.J.A. (1997):

Zur Bedeutung von Flechten und Moosen bei der naturschutzrelevanten Gebietsbewertung.- NNA-Ber. 10 (3): 95-100.

DORDA, D. (1997):

Regionalisierte Indikatorwerte. Ein naturschutzfachliches Biotopbewertungsverfahren am Beispiel von Heuschrecken auf Sand- und Kalk-Magerrasen im Saarland.- Naturschutz u. Landschaftsplanung 29 (2): 37-43.

DÜLGE, R.; H. ANDRETTZKE; K. HANDKE; L. HELLBERND-TIEMANN & M. RODE (1994):

Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünland-Standorte mit Hilfe von Laufkäfer-Gesellschaften (Coleoptera: Carabidae).- Natur u. Landschaft 69 (4): 148-156.

DUFFEY, E. (1974):

Grassland Ecology and Wildlife Management.- Chapman and Hall, London.

EIKHORST, R. (Hrsg., 1992):

Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung.- Duisburg, Verlag für Ökologie und Faunistik: 93-102.

FOECKLER, F. (1990):

Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donaurooms Straubing durch Wassermolluskengesellschaften.- Ber.ANL, Beih. 7: 1-154.

FROBEL, K. (1997):

Naturschutz in einer fränkischen Kulturlandschaft: Biogeographische Analyse regionaler Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten.- Dissertation an der Universität Bayreuth, Fak. f. Biologie, Chemie u. Geowissenschaften, Lehrstuhl für Biogeographie: 217 S. + Anh.

GIGON, A.; R. LANGENAUER & C. MEIER (1996):

Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Arten der Roten Listen; Probleme und Chancen.- Verh. Ges. Ökologie 25: 295-300.

GRÜNWALD, M. (1992):

Die Ziel- und Maßnahmenkonzeption im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (ABSP): Darstellung am Beispiel des Landkreises Landshut.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 100: 87-133.

HABER, W. & A. KOHLER (1972):

Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen.- Landschaft und Stadt 4: 159-168.

HÄNGGI, A. (1987):

Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Mooses, Kt.Bern - II. Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna.- Mitt. Naturforsch. Ges. Bern, N.F. 44: 157-185.

——— (1993):

Minimale Flächengröße zur Erhaltung standorttypischer Spinnengemeinschaften - Ergebnisse eines Vorversuches. Bull. Soc. neuchât. Sci. nat. 116: 105-112.

——— (1998):

Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums ein Konfliktfall? - Bayer.

Akad.Natursch.Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 33-42.

HENLE, K. & M. MÜHLENBERG (1996):
Area requirement and isolation: Conservation concepts and application in central Europe. - In: SETTELE, J. ET AL. (eds.): Species Survival in fragmented landscapes. The GeoJournal Library Vol. 35, Kluwer Academic Publishers Dordrecht: 111- 122.

HOVESTADT, T.; J. RÖSER & M. MÜHLENBERG, M. (1991):
Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Ber. ökol. Forschung 1: 1-277.

INSTITUT F. LANDSCHAFTSPLANUNG U. ÖKOLOGIE (1992):
Maßnahmen zur Sicherung und Ausweitung des Lebensraumes gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften in der Flurbereinigung (Hettingen): Arten- und Biotopschutzkonzeption.- Gutachten, erstellt im Auftrag des Landesamtes f. Flurneuordnung u. Landentwicklung Baden-Württemberg: 140 S.

JEDICKE, E. (1994):
Biotopschutz in der Gemeinde.- Praktischer Naturschutz, Ulmer, Stuttgart: 332 S.

KAULE, G. (1991):
Arten- und Biotopschutz. - Ulmer, Stuttgart.

KAULE, G. ET AL. (1996):
Innere Abgrenzung, Bewertung und Controlling in großräumigen Vorranggebieten für den Naturschutz.- Veröffentlichungen Projekt "Angewandte Ökologie" PLENUM: Konzeption und Grundlagen. Projekt des Landes zur Erhaltung und Entwicklung von Natur und Umwelt 14: 215-287.

KERR, J.T. (1997):
Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation.- Conservation Biology 11 (5): 1094-1100.

KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (1997):
Die Bedeutung von bioökologischen Untersuchungen für die naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten.- NNA-Ber. 3/97: 61-94.

KRAUS, E. & H. KUTZENBERGER (1994):
Vorschläge für Artenschutzprogramme von nationaler und internationaler Bedeutung- Reports des österreichischen Umweltbundesamtes UBA, Wien: 94-093.

KREMEN, C. (1990):
Identifying indicator taxa for conservation planning: A study of rain forest butterflies in Madagascar. - Bulletin of the Ecological Society of America 71 (2 SUPPL.): 220.

—— (1993):
Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning.- Conservation Biology 7 (4): 796-808.

KÜHN, I. (1982):
Faunistisch-ökologische Untersuchungen an epigäischen Spinnen (Araneae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer bioindikatorischen Bedeutung.- Fachbeitrag i. R. d. Modellstudie "Zoologischer Artenschutz in Bayern" (im Auftr. des Bay. Landesamtes für Umweltschutz), Fabrik-schleichach.

MALTZ, A. (1984):
Raumansprüche des Naturschutzes: Kritische Würdigung ausgewählter Konzepte zur wissenschaftlich-methodischen Fundierung.- Diplomarbeit. an der Universität Hannover, Inst. f. Landschaftspflege und Naturschutz.

MARABINI, J. (1998):
Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die Renaturierung von Mooreichen - am Beispiel eines ABSP-Projektes im Aischgrund.- Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 165-168.

MCGRORTY, S. & S.J. READING (1984):
The rate of infill and colonization by invertebrates of borrow pits in the Wash (southeast England (UK)).- Estuarine Coastal and Shelf Science 19 (3): 303-320.

MILLS, L.S.; M.F. SOULÉ & D.F. DOAK (1993):
The key-stonespecies concept in ecology and conservation.- Bioscience 43 (4): 219-224.

MÜHLENBERG, M. (1993):
Freilandökologie.- 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg.

—— (1996):
The approach at the population level for preserving biodiversity.- In: GONDKO, R. & T. GABRYELAK (eds.). "Bory Tucholskie - Biosphere Conservation" Conference II, 16.-18.10.1995", Suszek, Poland, 7-17.

MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1990):
Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Verh. Ges. Ökol. 19/3: 597-617.

—— (1992):
Das Zielartenkonzept.- NNA-Ber. 5 (1): 36-41.

MÜHLENBERG, M.; T. HOVESTADT & J. RÖSER (1991):
Are there minimal areas for animal populations?- In: SEITZ, A. & V. LOESCHKE (eds.): Species Conservation: A population-biological approach.- Birkhäuser, Basel, 227-264.

MYERS, N. (1994):
Global biodiversity II: Losses.-In: MEFFE, G.K. & C.R. CARROLL (eds.): Principles of conservation biology. xix+600p: 110-140.

NESS, A. & H. GEBHARDT (1992):
Fische als Indikatoren zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Makrostrukturen in Fließgewässern.- Limnologie aktuell 3: 139-158.

NOSS, R.F. ET AL. (1996):
Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains.- Conservation Biology 10 (4): 949-963.

PIRKL, A. & B. RIEDEL (1992):
Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung.-In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung 4: 343-346.

PLACHTER, H. (1989):
Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 29: 107-135.

—— (1993):
Probleme der Erfassung von "Rote-Liste-Biotopen".- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 38: 135-138.

- RECK, H. (1992):
Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (4): 129-135.
- (1993):
Spezieller Artenschutz und Biotopschutz. Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 159-178.
- (1996):
Bewertungsfragen im Arten- und Biotopschutz und ihre Konsequenzen für biologische Fachbeiträge zu Planungsvorhaben.- Akad.Natursch.Landschaftspfl. (ANL), Laufener Seminarbeitr. 3/96: 37-52.
- (1996):
Flächenbewertung für die Belange des Arten- und Biotopschutzes.- Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, "Bewertung im Naturschutz", Bd. 23: 71-112.
- RECK, H.; K. HENLE; G. HERMANN; G. KAULE; G. MATTHÄUS; F.-J. OBERGFÖLL & M. WEIß (1991):
Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie.- in: HENLE, K & G. KAULE: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung 4, Forschungszentrum Jülich: 347-353.
- RECK, H. ET AL. (1992):
Zielartensystem Filder. Konsequenzen für die Forschung zum Arten- und Biotopschutz.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland.- Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, Jülich, Forschungszentrum Jülich: 347-353.
- RECK, H.; R. WALTER; E. OSINSKI; T. HEINL & G. KAULE (1996):
Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz Baden-Württemberg: Das Zielartenkonzept.- Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds; Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart: 1.730 S. + Kartenband.
- REHFELDT, G. (1984):
Bewertung niedersächsischer Flußauen durch Bioindikatorsysteme.- Dissertation, Universität Braunschweig: 259 S.
- REICH, M. & R. WEID, R. (1992):
Analyse und Bewertung im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (ABSP).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 100: 75-85.
- RIEDL, U. (1995):
Grenzen und Möglichkeiten der Synthese biologischer Grundlagendaten zum Zweck der Flächenbewertung im Biotopschutz.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 43: 329-356.
- SACHTELEBEN, J. (1998):
Von der Theorie in die Praxis - Zur Umsetzung des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten.- Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl, Laufener Seminarbeitr. 8/98: 157-164.
- SCHATZ, H. & I. SCHATZ (1991):
Populationsminialareale endemischer, alpiner Wirbelloser als Grundlage der Entwicklung von Schutzstrategien.- Akad.Natursch.Landschaftspfl. (ANL), Laufener Seminarbeitr. 3/91: 86-93.
- SCHÄFFER, N. (1996):
Zur Biologie und Ökologie des Wachtelkönigs: Die naturschutzfachliche Bedeutung der Wachtelkönigpopulationen in den Ennstaler "Roßwiesen".- Tagungsband der Naturschutz-Enquete "Vogelparadies Ennstal", 31.5.-1.6.1996, Irding: 12-13.
- SCHMID-EGGER, C. (1995):
Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur naturschutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinbergslandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg).- Dissertation an der Universität Hohenheim, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- SODEIKAT, G. (1995):
Birkhuhnschutz mit Hilfe des Zielartenkonzeptes und durch zusätzliche Auswilderung von Birkhühnern.- Naturschutzreport. Ökologie und Schutz der Rauhußhühner. Beiträge der internationalen Vortragstagung in Cursdorf 10: 217-225.
- STEINBORN, H.-A. & B. HEYDEMANN (1990):
Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Agrarflächen am Beispiel der Carabidae (Laufkäfer).- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 32: 165-174.
- STURM, P. (1992):
Die Listen landkreisbedeutsamer Arten im ABSP.- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 100: 69-74.
- SZIJJ, J. (1985):
Ökologische Einmischungen der Saltatoria im Artland (Niedersachsen) und ihr Verwendung für naturschützerische Wertanalyse.- Dtsch. Ent. Z. N. F. 32 (4/5): 256-273.
- TOWNS, D.R. & M. WILLIAMS (1993):
Single species conservation in New Zealand: Towards a redefined conceptual approach.- Journal of the Royal Society of New Zealand 23 (2): 61-78.
- VIEJO, J.L.; M.G. DE, VIEDMA & E. MARTINEZFALERO (1989):
The importance of woodlands in the conservation of butterfly (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) in the center of the Iberian Peninsula.- Biological Conservation 48 (2): 101-114.
- VOGEL, K. ET AL. (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz: Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.
- WALTER, R.; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLE; E. OSINSKI & T. HEINL (1998):
Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg: Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg.- Natur und Landschaft 73 (1): 9-25.
- XU, Z.F. (1995):
The types of ecosystems' keystone-species and their managing strategies.- Acta Botanica Yunnanica 17 (3): 331-335.

2.4 Erfolgs-/Effizienzkontrollen

ACHTZIGER, R.; U. NIGMANN & H. ZWÖLFER (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zoökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen.- Z.Ökologie u. Naturschutz 1 (2): 89-105.

AGRAWAL, M. (1991): Biomonitoring of air pollution around urban and industrial sites.- Journal of Environmental Biology 12(spec. Issue): 211-222.

AGRAWAL, M. & S.B. AGRAWAL (1989): Phytomonitoring of air pollution around a thermal power plant.- Atmospheric Environment 23 (4): 763-770.

BLAB, J. & W. VÖLKL (1994): Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 291-300.

BÖCKER, R. (Hrsg., 1997): Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moor-komplexes Wuzacher Ried.- Agrarforschung in Baden-Württemberg 28, Ulmer, Stuttgart: 336 S.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1994): Effizienzkontrollen im Naturschutz.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 40: 300 S.

CARL, M. (1996): Biomonitoring zur Ökologie und Renaturierung anthropogen veränderter Lebensräume am Beispiel des Salzachauen-Ökosystems.- Unveröff. Gutachten, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen.

——— (1997): Die stillgelegte Kiesgrube Jesenwang - Artenreservoir für den Landkreis Fürstfeldbruck (Oberbayern). 1. Bestandsaufnahme der Wasserinsekten.- NachrBl. Bayer. Ent. 46 (3/4): 81-89.

EICHER, M. (1998): Der Einsatz von Ziel- und Indikatorarten für Effizienzkontrollen. Ausgewählte Beispiele des Landschaftspflegevereins VöF Kelheim.- Bayer.Akad.Natursch.Landschaftspf., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 195-200.

HÄNGGI, A. (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten - Gedanken zur Notwendigkeit der Erfolgskontrolle und Vorschlag einer Methode der Erfolgskontrolle anhand der Spinnenfauna.- Natur und Landschaft 64 (4): 143-146.

HANDKE, K. (1997): Einsatz von Laufkäferuntersuchungen bei der Erfolgskontrolle in der Bremer Flußmarsch.- Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11: 57-62.

MARTI, F. & H.P.B. STUTZ (1993): Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz: Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept.- Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald, Schnee Landsch. 336: 171 S.

MARZELLI, M. (1994): Ausbreitung von *Mecostethus grossus* auf einer Ausgleichs- und Renaturierungsfläche.- Articulata 9 (1): 25-32.

——— (1995): Grasshopper colonisation of a restoration area, focusing on the Large Marsh Grasshopper (*Mecostethus grossus*).- In: URBANSKA, K.M & K. GRODZINSKA (EDS.):

Restoration Ecology in Europe, Geobotanical Institute SFIT, Zürich.

——— (1998): Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzepts.- Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspf., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 201-212.

——— (1999): Erfolgskontrolle der "Ausgleichsfläche Eittinger Moos": Konzeption, Ergebnisse und Schlußfolgerungen für die Planungspraxis.- Bayer.Akad.Natursch.Landschaftspf. Laufener Seminarbeitr. 1/99, Laufen/ Salzach, i. Vorber.

MCGRORTY, S. & S.J. READING (1984): The rate of infill and colonization by invertebrates of borrow pits in the Wash (southeast England (UK)).- Estuarine Coastal and Shelf Science 19 (3): 303-320.

MEINEKE, J.-U. (1994): Effizienzkontrolle von Schutz- und Pflegemaßnahmen im Spannungsfeld von wissenschaftlichen Ansprüchen und administrativen Möglichkeiten am Beispiel der Praxis in Baden-Württemberg.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 229-242.

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

REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten - Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 40:103-111.

SCHUSTER, H.-J. & STÖCKLEIN, B. (1996): Erfolgskontrollen - Notwendigkeit und Vorgehensweise (am Beispiel von Maßnahmen der Flurbereinigung Eggmühl).- Akad.Natursch.Landschaftspf. (ANL), Laufener Seminarbeitr. 3/94: 155-168 + 2 Faltkarten.

STEINBERG, 1992): Biomonitoring in Binnengewässern: Grundlagen der biologischen Überwachung organischer Schadstoffe für die Praxis des Gewässerschutzes.- Ecomed, Landsberg a. Lech: 312 S.

2.5 Sonstige naturschutzfachliche Anwendungsfelder

ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (NNA) (Hrsg., 1994): Biologische Beiträge und Bewertung in Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung.- NNA-Ber. 7 (1): 114 S.

ALTMOOS, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön.- Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspf., Laufener Seminarbeitr. 8/98: 127-156.

BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1996): Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung: Anforderungen und Stellenwert.- Akad.Natursch.Landschaftspf. (ANL), Laufener Sem.beitr. 3/96: 168 S.

- BAYERISCHES LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Heft 4/96.- Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- BLAB, J. (1988):
Bioindikation und Naturschutzplanung: Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema.- *Natur u. Landschaft* 63 (4): 147-149.
- BLOCK, W. M.; L.A. BRENNAN & R.J. GUTIERREZ (1987):
Evaluation of guild, indicator species for use in resource management.- *Environmental Management* 11 (2): 265-270.
- BÖTTGER, K. & R. PÖPPERL (1992):
Aussagen zum Natürlichkeitsgrad von Bächen anhand rheotypischer Faunenelemente, dargestellt unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandbäche Schleswig-Holsteins.- *Limnologie aktuell* 3: 159-165.
- BORNHOLDT, G. (1991):
Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern.- *Marburger ent. Publ.* 2 (6): 1-330.
- BRAUKMANN, U. (1987):
Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- *Arch. Hydrobiol.*, Beih. 26: 1-355.
- DENAEYER-DE-SMET, S. (1975):
Utilisation de bioindicateurs experimentaux dans l'étude de l'environnement urbain.- *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 108: 129-146.
- DIXIT, S.S. ET AL. (1993):
Diatom assemblages from Adirondack lakes (New York, USA) and the development of inference models for retrospective environmental assessment. *Journal of Paleolimnology* 8 (1): 2747.
- DOUGALL, T.A.G. & J.C. DODD (1997):
A study of species richness and diversity in seed banks and its use for the environmental mitigation of a proposed holiday village development in a coniferized woodland in south east England.- *Biodiversity and Conservation* 6 (10): 1413-1428.
- DUELLI, P.; M. STUDER & E. KATZ (1990):
Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz*, H. 32: 211-222.
- ESTES, J.A. (1996):
Predators and ecosystems management.- *Wildlife Society Bulletin* 24 (3): 390-396.
- EUROLA, S.; A. LAUKKANEN & M. MOILANEN (1995):
The significance of the original mire site type in the classification of old drainage areas: An example from Muhos, Finland (64degree 49' N, 26degree E).- *Aquilo Ser Botanica* 35 (0): 39-44.
- FÖCKLER, F.; C. ORENDT & E.G. BURMEISTER (1995):
Ecological assessment of alluvial floodplain waters of the East Bavarian Danube by macroinvertebrate communi-
ties.- *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband* 101 (34): 229-308.
- GOSSOW, H. (1991):
Biotopverbund für saisonal "wandernde" Warmblüter im Alpenraum.- *Akad.Natursch.Landschaftspfl. (ANL)*, Laufener Seminarbeitr. 3/31: 94-107.
- HAESELER, V. & C. RITZAU (1998):
Zur Aussagekraft wirbelloser Tiere in Umwelt- und Naturschutzgutachten was wird tatsächlich erfaßt?- *Z. Ökologie u. Naturschutz* 7: 45-36.
- HEIDENREICH, A. & K. AMLER (1998):
Gefährungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften.- *Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl*, Laufener Seminarbeitr. 8/98: 95-108.
- HEIDT, E.; R. SCHULZ & H. PLACHTER (1997):
Konzept und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung, dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark; Brandenburg).- *Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie* 27: 363-272.
- HELLBERG, F. (1996):
Assessment of grassland-rewetting practices in artificial flooded areas in NWGermany from the viewpoint of vegetation ecology.- *Abhandl. Naturwissenschaftl. Verein zu Bremen* 43 (2): 409-427.
- HERMANN, G. & H. RECK (1992):
Biotopvernetzung im geplanten Flurbereinigungsverfahren Hayingen-Ehestetten: Tierökologische Grundlagen zur Planung.- *Unveröff. Gutachten. Filderstadt, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung*: 82 S. + Anh.
- HOWARD, P.; T. DAVENPORT & F. KIGENYI (1997):
Planning conservation areas in Uganda's natural forests.- *Oryx* 31(4): 253-264.
- HUBER, CH.; W. MARGGI & A. HÄNGGI (1987):
Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen (Coleoptera, Carabidae).- *Jahrb. Naturhist. Mus. Bern* 9: 125-142.
- JOHANNSSON, O E. (1985):
Lake Ontario (USA, Canada): Long, term biological monitoring program: Report for 1981 and 1982.- *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 0 (1414): I, XVI: 1-207.
- KLAUSNITZER, B. (1987):
Ökologie der Großstadtfauuna.- *Reihe Umweltforschung*, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- LÜTTMANN, J. ET AL. (1987):
Katalog zoologisch bedeutsamer Biotoptypen.- *Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Oppenheim*: 260 S.
- MÄCK, U. (1998):
Bedeutung von Leitarten bei der praktischen Umsetzung des Naturschutzes und der Öffentlichkeitsarbeit.- *Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl*, Laufener Seminarbeitr. 8/98: 231-224.
- MELTOFTE, H. (1988):
Forest and nature conservation field stations: A guide to nature conservation.- *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 82 (34): 139-140.
- MILLS, L.S.; M.E. SOULÉ & R.J. DEAN (1995):
The keystone-species concept in ecology and conservation.- *BioScience* 43: 219-224.

- MÜHLENBERG, M. (1996):
The approach at the population level for preserving biodiversity.- In: GONDKO, R. & T. GABRYELAK (eds.): "Bory Tucholskie-Biosphere Conservation Conference II, 16.-18.10.1995", Suszek, Poland: 7-17.
- MÜLLER, H.J. (1991):
Ökologie.- G. Fischer, Jena.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. & E. PEPLO (1986):
Indikation von Faunenveränderungen.- Entomol. Nachr. u. Ber. 30: 205-213.
- NIERINGHAUS, R. ET AL. (1996):
Erprobungs- und -Entwicklungsvorhaben "Ökologisch orientierter Rückbau des Naturraumes Schillingmanngraben/Brögberner Teiche". - 4. Begleitforschung Fauna. unveröff. Forschungsbericht, Oldenburg, Carl von Ossietzky Univ. Oldenburg, Fachbereich Biologie, AG Terrestrische Ökologie: 145-194 + Anh..
- ÖTTE, A. (1984):
Ackerswildkraut-Gesellschaften als Indikatoren für Nutzungsintensitäten im Raum Ingolstadt.- Verh. Ges. Ökol. 12: 255-268.
- PLACHTER, H. (1990):
Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes.- Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 32: 187-199.
- REICHHOLF, J. H. (1987):
Indikatoren für Biotopqualitäten, notwendige Mindestflächengrößen und Vernetzungsdistanzen.- Veröffentlichungen der Akademie f. Raumforschung und Landesplanung, Forschungs- und Sitzungsberichte 165: 291-310.
- RIECKEN, U.; E. SCHRÖDER & P. FINCK (1995):
Mindestanforderungen an die planungsverwertbare Aufbereitung biologischer Daten im Rahmen naturschutzrelevanter Planungen.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 43: 411-427.
- ROS, J.D. & J. ROMERO (1992):
Impact studies on the Spanish coast, particularly in Catalonia: A protocol for environmental evaluation, especially in reference to the construction of leisure ports.- Bulletin de l'institut Oceanographique (Monaco) 0 (spec. Issue 11): 299-303.
- RYTI, R.T. (1991):
Indicator taxa and the design of nature reserves.- Bulletin of the Ecological Society of America 72 (2 SUPPL.): 237.
- SCHULTZ, W. & O.-D. FINCH (1997):
Ein Tierarten-Klassifizierungsverfahren als Basis für biotypenbezogene ökofaunistische Zustandsanalysen und Bewertungen.- Z. Ökol. Naturschutz 6: 151-168.
- SEELIG, K.J. & A. FEDERSCHMIDT (1997):
Pflege und Entwicklungsplanung mit Hilfe ornithologischer Leitartengruppen am Beispiel des Naturparkes Drömling.- Mitteilungen aus der NNA 8 (2): 100-108.
- THOMSON, J.D. ET AL. (1991):
Genetic mosaics in strangler fig trees: Implications for tropical conservation.- Science (Washington DC) 254 (5035): 1214-1216.
- VOGEL, B. & ROTHHAUPT, G. (1998):
Schnellprognose für die Überlebensaussichten von Zielarten.- Bayer. Akad.Natursch.Landschaftspfl, Laufener Seminarbeitr. 8/98: 109-119.
- VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHHAUPT & E. GOTTSCHALK (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz: Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. - Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.
- WALLIS-DE-VRIES, M.F. (1995):
Large herbivores and the design of largescale nature reserves in western Europe.- Conservation Biology 9 (1): 25-33.
- WEITZEL, M. (1982):
Eignen sich Schmetterlinge als Indikatoren für langfristige Umweltveränderungen?- Decheniana, Beih. 26: 178-185.
- WHISENANT, S.G.; T.L. THUROW & S.J. MARANZ (1995):
Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites.- Restoration Ecology 3 (1): 61-67.
- WILCOVE, D S. (1989):
Protecting biodiversity in multipleuse lands: Lessons from the USA Forest Service.- Trends in Ecology & Evolution 4(12): 385-388.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Michael Carl
Gollenbergstraße 12
D-82299 Türkenfeld

Dr. Beate Jessel
Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege
Postfach 1261
D-83406 Laufen/Salzach

Inhalte der jüngsten Laufener Seminarbeiträge (= LSB):

9/98 Alpinismus und Naturschutz

- HINTERSTOISSER Hermann: Zusammenfassung
- STETTNER Christian: Einführung in das Thema
- ASTL Fritz: Grußwort des Tiroler Naturschutzlandesrates
- GOPPEL Christoph: Grußwort des Direktors der Bayerischen Akademie für Naturschutz
- HEIDENREICH Klaus: Naturschutz in den Alpen- eine grenzüberschreitende Aufgabe
- ZEBHAUSER Helmuth: Naturbild – Naturverständnis – Naturschutz
- OBERWALDER Louis: Die Erschließung der Alpen durch die Alpenvereine
- AUFMUTH Ulrich: Die Psychologie des Bergsteigens
- MAYR Verena: Erschließung und Gefährdung durch den Alpinismus in Südtirol
- STURM Günther: Kommerzielle Bergreisen – Sanfter Tourismus oder Ausverkauf der Natur?
- POPP Dieter: Die Alpen – vom Rummelplatz zur Entwicklungschance Europas
- HUBER Alexander: Klettern und Naturschutz

8/98 Zielarten – Leitarten – Indikatorarten

- JESSEL Beate: Zielarten – Leitarten – Indikatorarten: Einführung in das Thema des Tagungsbandes und Ergebnisse der Fachtagung am 25. und 26. März 1998
- ZEHLIUS-ECKERT Wolfgang: Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung – Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren
- HÄNGGI Ambros: Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums – ein Konfliktfall?
- RECK Heinrich: Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung – anhand von Beispielen aus Eingriffsplänen, Flurbereinigerungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen
- BRINKMANN Robert, BRAUNS Carsten, JEBRAM Jürgen und NIERMANN Ivo: Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung – Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminde
- HEIDENREICH Andreas und AMLER Karin: Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften
- VOGEL Burkhard und ROTHHAUPT Gerhard: Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten
- GROSSER Norbert und RÖTZER Bernhard: Realisierbarkeit eines Zielartenkonzeptes auf regionaler Ebene – Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth/Oberpfalz
- ALTMOOS Michael: Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön
- SACHTELEBEN Jens: Von der Theorie in die Praxis – Zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten
- MARABINI Johannes: Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die Renaturierung von Mooren – am Beispiel eines ABSP-Projektes im Aischgrund
- TRAUTNER Jürgen und ASSMANN Thorsten: Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten
- FRITZE Michael-Andreas und REBHAN Herbert: Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“
- EICHER Martin: Der Einsatz von Ziel- und Indikatorarten für Effizienzkontrollen – Ausgewählte Beispiele des Landschaftspflegevereins Vöf Kelheim
- MARZELLI Monika: Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes
- MÄCK Ulrich: Bedeutung von Leitarten bei der praktischen Umsetzung des Naturschutzes und der Öffentlichkeitsarbeit – am Beispiel des Schwäbischen Donaumoores
- MAINO Matthias: Zielarten – ausgerichtet an Tieren und Menschen. Stichpunkte und Thesen zum Einsatz von Zielarten in der Landschaftspflege
- CARL Michael und JESSEL Beate: Strukturierte Bibliographie „Zielarten – Leitarten – Indikatorarten“ – eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen

7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz

- STROHSCHNEIDER Renate: Einführung in das Thema und Ergebnisse der Fachtagung
- JOSWIG Walter: Einführung in das Thema und Ergebnisse des Workshops
- BEYRICH Claudia: Erlebnisraum Natur: Umweltbildungsmedien vor Ort – Naturpfade und Naturerlebnissräume
- OBERWEMMER Frank: Möglichkeiten der Informationsvermittlung im Gelände durch Spieleinrichtungen am Beispiel des OTTER-ZENTRUM's Hankensbüttel

Fortsetzung: LSB 7/98

- VLADI Firouz: Karstwanderweg Südharz
- STRELLER Heino: Die Ökologische Station am Lerchenberg bei Borna und ihre Ideen bei der Gestaltung von Lehr-, Lern- und Erlebnispfaden
- ALTSCHWAGER Ina: Darstellung des Naturerlebnispfades im Nationalpark Bayerischer Wald und erste Ergebnisse einer Erfolgskontrolle
- HÜCKER Pia, SCHULZ Stefan, LILITAKIS Georg & GOUDER Dirk: Naturerlebnisaktion „Naturgeheimnisse“
- TANNER Gotthard: Eine Initiative im Wald – Drei Waldlehrpfade im Spitzgrund (bei Coswig/Sa.)
- BORGGRÄFE Karsten: Multimediasysteme als ein Element der spielerischen Informationsvermittlung am Beispiel des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Revitalisierung in der Ise-Niederung“
- SCHAMBERGER Riccarda: Treffen im Unsichtbaren Voraussetzungen und Vorschläge für eine Didaktik zur gemeinsamen Naturerfahrung Nicht-Sehender, Sehbehinderter und Sehender
- BENJES Heinrich: Gedanken zum Thema Lehrpfade „Wenn der Grashüpfer den Pfad nicht findet“

6/98 Neue Aspekte der Moornutzung (im Druck)

- PREISS Herbert: Seminarergebnis
- PFADENHAUER Jörg: Renaturierung von Mooren im süd-deutschen Alpenvorland
- WEID Roland: Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen von oberbayerischen Mooren
- BAUER Arthur: Schutz der staats eigenen Moore
- ZÖLLNER Alois und CRONAUER Hannes: Wiedervernäsung und Durchforstung als Maßnahmen zur Renaturierung bewaldeter Moore in Bayern (Erste Versuchsergebnisse)
- WILD et al. Ulrich: Entwicklung von Methoden zur Erfassung und Entwicklung der bayerischen Mooregebiete – ein Forschungsvorhaben am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU-München (Freising)
- SCHUCKERT Ulrike, POSCHLOD Peter und BÖCKER Reinhard: Naturschutzaspekte bei der medizinischen Nutzung von Torfen
- LIPSKY Harry: Einige Aspekte der Moornaturierung aus tierökologischer Sicht
- RINGLER Alfred: Moorentwicklung in Bayern post 2000: Dezentral, kooperativ, aber nicht ziellos
- PATZEL Annette und PFADENHAUER Jörg: Übertragung von Mähgut als Renaturierungs-Maßnahme für Pfeifengraswiesen
- SJUUDA Cornelia: Technische Maßnahmen der Wiedervernäsung – rechtliche Aspekte

5/98 Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung

- JESSEL Beate: Bodenschutz als Querschnittsaufgabe Bedeutung des Schutzgutes Boden für die Naturschutz- und Umweltplanung

1. Grundlagen:

- GABANYI Hans: Bodenschutzrechtliche Vorschriften und ihre Bedeutung für die Naturschutzpraxis
- AUERSWALD Karl: Funktionen der Böden im Landschaftshaushalt

2. Bodendaten und ihre Auswertung:

- MARTIN Walter: Datengrundlagen zum Boden und ihre Aufbereitung für naturschutzrelevante und planerische Fragestellungen
- WELLER Friedrich: Beispiele für die Schutzbedürftigkeit und Erhaltungswürdigkeit von Böden aufgezeigt anhand von Auswertungen verschiedener Boden- und Standortskarten

3. Fragen der Bewertung von Böden:

- MOHS Bernhard: Ansätze zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Böden und Beispiele für ihre Integration in Planungsprozesse auf unterschiedlichen Ebenen
- RÖMBKE Jörg, BECK Ludwig, FÖRSTER Bernhard und RUF Andrea: Aspekte der Untersuchung und Bewertung bodenbiologischer Zustandsparameter

4. Aspekte der Umsetzung von Belangen des Bodens in die Naturschutzpraxis:

- BLUM Peter: Umsetzung von Belangen des Bodenschutzes auf der überörtlichen Ebene der Landschaftsplanung
- THORWART Gertrud: Umsetzung von Belangen des Bodenschutzes auf der örtlichen Ebene der Landschaftsplanung
- RÜCK Friedrich: Fachliche Maßstäbe zur Ableitung von Bodenqualitätszielen
- BOLZ Ralf: Ökologische Bodenfunktionen und potentielles Kontaminationsrisiko des oberflächennahen Grundwassers in einem Naturschutzgebiet – ein Beispiel für einen Konflikt zwischen Vorgaben des technischen Umweltschutzes und des Bodenschutzes, sowie Diskussion von Lösungsvorschlägen
- KOHL Raimund: Anforderungen des Bodenschutzes bei Geländeauffüllungen und Rekultivierungen
- POMMER Günther: Möglichkeiten standortangepaßter Bodennutzung und Hinweise zu ihrer Berücksichtigung in naturschutzrelevanten Planungen

4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – quo vadis?

- GOPPEL Christoph: Zusammenfassung
- GOPPEL Christoph: Begrüßung und Einführung
- BOCKLET Reinhold: Statement
- STEIGER Karl: Statement
- WEINZIERL Hubert: Statement
- GOPPEL Thomas: Statement
- KNAUER Norbert: Naturschutz im 21. Jahrhundert – welche Entwicklungen sind zu erwarten oder zu befürchten
- Richtlinien über Bewirtschaftungsverträge des Naturschutzes und der Landschaftspflege auf landwirtschaftlich nutzbaren Flächen (Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm) *Nachdruck der Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (vom 1. April 1997 Nr. 7011-6/64-20766; veröffentlicht im AIMBI 1997, S. 327-347).*
- Übersichten: – Jahresabschlüsse 1994-1997 Landschaftspflegeprogramm; – Jahresabschluß 1997 Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm
- Bayerisches Kulturlandschaftsprogramm (KULAP): *Nachdruck der Übersichten und Merkblätter über das KULAP des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*
- Landschaftspflegeverbände in Bayern: (Karte u. Adressen)

3/98 Bewahrung im Wandel – Landschaften zwischen regionaler Dynamik und globaler Neuvellierung

Bayerischer Landschaftspflegetag 1997:

- GÖPPEL, Josef, MdL und GOPPEL, Dr., Christoph: Vorwort
- GÖPPEL, Dr., Christoph: Grußwort
- BLÜMLHUBER, Klaus (Sprecher der bayerischen Landschaftspflegeverbände): Grußwort
- Regierungsvizepräsident RICHTER, Alfred (Regierung von Mittelfranken): Grußwort
- FROBEL, Kai: Regionale Verbreitungsmuster von Pflanzen- und Tierarten
- BRAUN-GENTNER, Maria: Praxisbeispiel 1: Trockenbiotopverbund Altmühltal
- EICHER, Martin: Praxisbeispiel 2: Sallingbachtal
- SCHIEDLER, Manfred: Praxisbeispiel 3: Hang- und Felsfreilegungen im Naturpark Fränkische Schweiz-Veldensteiner Forst
- ELENDER, Franz: Praxisbeispiel 4: Neue Technik zur Nutzung von Streuobstwiesen
- KLETT, Reinhard: Praxisbeispiel 5: Bahndämme-Trockenbiotopvernetzung aus zweiter Hand
- SEIFERT, Manuela: Biotopvernetzung in Spanien mit wandernden Schaffherden

Deutscher Landschaftspflegetag 1997:

- GOPPEL, Dr., Christoph: Grußwort
- GÖPPEL, Josef, MdL: Eröffnungsrede: Regionale Verwurzelung in der globalisierten Welt
- Staatsminister GOPPEL, Dr., Thomas: Landschaftspflegeverbände – Brückenbauer zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- KONOLD, Prof. Dr., Werner: Kulturlandschaft im Wandel – gestern, heute und morgen
- Von MÜNCHHAUSEN, Hilmar: Regionalisierung der Agrarmärkte – eine Chance für unsere Kulturlandschaften?
- Ministerpräsident Dr. STOIBER, Edmund: Bayerns Weg – Wandel und Bewahren verkörpern
- AUFMCKOLK, Gerd: Szenarien für die zukünftige Entwicklung von Mittelgebirgslandschaften
- „Bewahrung im Wandel“ – *Ansbacher Erklärung* zur nachhaltigen Entwicklung von Kulturlandschaften

2/98 Schutz der genetischen Vielfalt

- STETTNER, Christian: Einführung in das Thema und Ergebnisse der Fachtagung vom 6./7. Nov. 1996 in Regensburg
- SEITZ, Alfred: Genfluß und die genetische Struktur von Populationen
- BENDER, Carolin: Genetische Vielfalt und Naturschutz
- FISCHER, Markus und SCHMID, Bernhard: Die Bedeutung der genetischen Vielfalt für das Überleben von Populationen
- GERSTMAYER, Roland; VOM HOF, Harald; SEDLMAIR, Dieter und EINSPIANIER, Ralf: Populationsökologische und -genetische Untersuchungen an Laufkäfern
- ARMBRUSTER, Georg: Bei einer verbreiteten Landschnecke, *Cochlicopa lubrica* (O.F. Müller), wird die Frequenz von molekularen Phänotypen durch Selbstbefruchtung und habitatspezifische Selektion beeinflusst
- GANSLOSSER, Udo: Zucht- und Wiederausbürgerungsprogramme
- KONNERT, Monika: Genetische Vielfalt im Wald – wie erkennen? wie erhalten?
- BEHM, Albrecht: Generhaltungsmaßnahmen im Bayerischen Forst

1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung – Versuch einer ganzheitlichen Betrachtung

- HOKE, Manfred: Einführung in das Thema der Fachtagung am 28. Nov. 1997 in München
- CANSIER, Dieter: Konzepte der Berücksichtigung der Umwelt in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung
- GEISENDORF, Sylvie: Biodiversität in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Was kostet Artenvielfalt?
- LAWATSCHKECK Johann: Die Umweltökonomische Gesamtrechnung – ein sinnvolles und operationales Instrument zur Beurteilung einer „nachhaltigen Entwicklung“? Ein regionaler Umsetzungsversuch am Beispiel Schleswig-Holsteins.
- RUHLAND, Siegfried: Defensive Ausgaben – Theorie und Anwendung des Konzepts auf den Haushalt der Stadt München

5/97 Die UVP auf dem Prüfstand – Bilanz und Perspektiven

- JESSEL Beate: Einführung in das Thema und Ergebnisse der Fachtagung vom 22.-23. März 1997 in Echting bei München

Praxis und Weiterentwicklung rechtlicher Grundlagen der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP):

- BUNGE Thomas: Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) – Bilanz und Perspektiven aus rechtlicher Sicht

Die UVP im deutschland- und europaweiten Vergleich:

- KLEINSCHMIDT Volker: Unterschiede der Umweltverträglichkeitsprüfung in den Bundesländern und Europa
- AUGÉ Johannes: Die Effektivität des UVP-Verfahrens

Erfahrungen und Beispiele aus verschiedenen Anwendungsbereichen des UVP:

- ALBERT Gerhard; U. NESTMANN und M. KAHL: Erfahrungen mit der UVP für Abfalldeponien und Ausblick auf eine Fortschreibung der Anforderungen
- SCHÖBER Hans-Michael; Andreas BAUER-PORTNER; Elisabeth BENDER; Mechthild GIRSIG; Dietmar NARR; Andreas PÖLLINGER; Birgit SALZBRUNN und Christoph STEIN: Methoden und Vorgehensweisen bei der Bearbeitung von Umweltverträglichkeitsstudien – Erfahrungen am Beispiel von Straßen
- RIEHL Claudia: Anforderungen an eine strategische UVP – dargestellt am Beispiel der Bauleitplanung der Stadt Erlangen
- CZERMAK Peter: Erfahrungen mit der UVP im immissionschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren
- STRASSER Helmut: 15 Jahre Umweltverträglichkeitsstudie – Von Gehversuchen 1982/83 bis zum etablierten Instrument heute
- MERGNER Richard: Kritische Analyse der UVP anhand von Verkehrsprojekten in Bayern
- WINKELBRANDT Arnd: Zum Verhältnis von UVP und naturschutzrechtlicher Eingriffsregelung – Anforderungen an eine Weiterentwicklung

Inhalte der neu erschienenen Berichte:

Heft 21 (1997)

(im Druck)

Seminarthemen und Grundsatzfragen

- *Natur – Mensch – Ethik / Wirtschaft / Öffentlichkeitsarbeit:*
- RADERMACHER Franz Josef: Zukunftsfragen der Menschheit: technische, gesellschaftliche und ethische Aspekte
- WILD Werner: Nachhaltiges Wirtschaften in Unternehmen
- MÜLLER Harro: Medien im Natur- und Umweltschutz: Ein journalistisches Trauerspiel

„Eigenart von Landschaft“ (ANL-Seminar 29./30. April 1996 Oberschleibach):

- NOHL Werner: Über die Rezeption der Eigenart
- HORLITZ Thomas: Zur Rolle der Eigenart in der Landschaftsplanung
- KLEEFELD Klaus: Kulturlandschaftliches Erbe

Landnutzung – Naturschutz / Forstwirtschaft:

- HILDEBRANDT Markus: Die Bedeutung der Schneeheide-Kiefernwälder als Schutzwald (ANL-Seminar 13./14. Mai 1997 Oberammergau)

„Risiko Natur?“ (ANL-Seminar 10.-12. Juni 1997 Erding):

- KLEBER Johannes Josef: Giftige Pflanzen und Tiere
- SCHINDLER Peter: Hygienisch-mikrobiologische Untersuchung bei Badegewässern

„Ökologie der Bienen und Wespen“ (ANL-Seminar 16.-18. Juni 1997 Laufen):

- WITT Rolf: Populationsstrukturen und -dynamik bei Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata)
- LEINER Otto: Zur Biologie der Hummeln (Hymenoptera: Apidae)
- SCHMID-EGGER Christian: Biotopbewertung mit Stechimmen (Wildbienen und Wespen)
- BRANDSTETTER Clemens M.: Aufbau einer Relationalen Datenbank für Hymenopteren

Fortsetzung: Heft 21 (1997)

Forschungsarbeiten:

Weichtiere und Insekten

- FOECKLER Francis und DEICHNER Oskar: Ein Beitrag zur Wasserwirbellosenfauna von fünf Ammersee-Zuflüssen (Westerufer)
- KUHN Joachim: Die Libellen des Murnauer-Mooses und der Loischmoore (Oberbayern): Fauna – Lebensräume – Naturschutz
- SAGE Walter und UTSCHICK Hans: Nachtfalter (Lepidoptera: Macroheterocera) im NSG „Untere Alz“ und ihre Bedeutung für die Pflege- und Entwicklungsplanung
- BUSSELER Heinz: Die Besiedlung anthropogen geprägter Lebensräume durch xylobionte Käferarten am Beispiel fränkischer Streuobstbestände

Vögel:

- RUDOLPH Bernd-Ulrich: Der Gänsesäger *Mergus merganser* in Bayern – Gottes Geschöpf am Lebensraum Wasser

Landnutzung – Landschaftspflege / Trockenbiotope:

- HAUSER Erwin und WEISSMAIR Werner: Dammwiesen im Vergleich mit Wiesen aus dem Umland im Unteren Ennstal (Österreich) und Vorschläge zur Pflege. (Gefäßpflanzen, tagaktive Schmetterlinge, Heuschrecken)

Landwirtschaft / Akzeptanz des Naturschutzes:

- WAGNER Lydia: Einstellungen von Landwirten zum Naturschutz: Konflikte – Hintergründe – Lösungsansätze. (Eine empirische Studie am Beispiel der Loisach-Kochelsee-Moore)

ANL-Nachrichten

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1996
- Veranstaltungen der ANL im Jahr 1996 mit den Ergebnissen der Seminare
- Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderveranstaltungen der ANL
- Forschungsvergabe der ANL
- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums/Personal der ANL

Heft 20 (1996)

20 Jahre ANL – Festakt am 20.09.1996 in Laufen:

- Programm des Festaktes
- Begrüßungsansprache des ANL-Direktors Herrn Dr. Christoph Goppel
- Grußworte des Vorsitzenden des ANL-Kuratoriums Herrn Prof. Dr. Ulrich Ammer
- Grußworte des Landrates des Landkreises Berchtesgadener Land Herrn Martin Seidl und des 1. Bürgermeisters der Stadt Laufen Herrn Ludwig Herzog
- Festansprache des Bayerischen Ministerpräsidenten Herrn Dr. Edmund Stoiber, MId.
- Festvortrag von Herrn Prof. Dr. Norbert Knauer „Naturschutz im 21. Jahrhundert – die Rolle der Akademie“
- Festansprache des Bayerischen Staatsministers für Landesentwicklung und Umweltfragen Herrn Dr. Thomas Goppel

Seminarthemen und Grundsatzfragen:

- ROCK Martin: Ökologische Ethik aus christlicher Sicht
- STUDER Hans-Peter: Wirtschaften im Einklang mit der Natur und mit uns selbst
- TEXTER Thomas und Wolfgang THOMASEK: Von Werten zu Märkten
- STROBL Jakob: Der Wert der Landschaft aus regionaler Sicht
- KARGER Cornelia R.: Naturschutz in der Kommunikationskrise
- LEITSCHUH-FECHT Heike: Marketing für den Naturschutz
- GRÜSSER Birgit: Ökosponsoring als fruchtbares Mittel der Unternehmenskommunikation – Ein Geschäft auf Gegenseitigkeit
- RAHOFER Meinrad: Natur- und Umweltschutz in den Medien
- KNAUER Norbert: Integration besonderer ökologischer Leistungen in die landwirtschaftliche Bodennutzung
- ERDMANN Karl-Heinz: Schutz, Pflege und Entwicklung großräumiger Natur- und Kulturlandschaften – Die Rolle der Biosphärenreservate im internationalen Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB)
- RICHTER Gerhard: Historische Gärten in Bayern
- JORDAN Peter: Parkpflegewerke – Instrumentarien zur Erhaltung historischer Gärten
- BRANDES Dieter: Naturschutzaspekte bei der Denkmalpflege unter besonderer Berücksichtigung der Mauervegetation
- GARNWEIDNER Edmund: Artenschutz für Pilze – Grundlagen, Grenzen, Verbesserungsvorschläge
- KRIEGLSTEINER Lothar: Die Pilzflora Bayerns und ihre Gefährdung
- WINTERHOFF Wulfard: Die Pilzflora der Magerrasen – Gefährdung und Schutz
- STURM Peter: Gefährdung und Schutz heimischer Pilzarten – Anwendung in der Naturschutzpraxis

Forschungsarbeiten:

- PATZNER Robert A. und Doris MÜLLER: Gefährdung und Rückgang der Najaden-Muscheln (Unionidae, Bivalvia) in stehenden Gewässern
- MÜLLER Andreas: Störungsökologie rastender Wasservogel am Starnberger See
- STADLER Siegfried: Flexibilität bei der Revierwahl und im Fälvverhalten des Bibers
- REBHAN Herbert und ALBRECHT Steffi: Kleingewässer in ei-

Fortsetzung: Heft 20 (1996)

ner Karstlandschaft und ihre Bedeutung für den Naturschutz

- HEMP Claudia und Andreas: Kalkschuttfuren und Blockhaldenwälder: Der Lindenberg bei Hohenstadt und seine außergewöhnliche Vegetation und Fauna
- HEMP Claudia und Andreas: *Podisma pedestris* L. (Saltatoria: Catantopidae) in der Herbrucker Alb
- DOLEK Matthias und GEYER Adi: Das Biotopmanagement und die Habitatbindung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica* Latr. 1804) in der Frankenalb
- FLECKENSTEIN Kurt et al.: Realisierung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bei Freileitungen
- FLECKENSTEIN Kurt et al.: Methoden zur Bewertung von Eingriffen in das Landschaftsbild bei Freileitungen
- FLECKENSTEIN Kurt et al.: Bewertung von Beeinträchtigungen der Avifauna im landschaftspflegerischen Begleitplan für Freileitungen

ANL-Nachrichten:

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1995
- Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1995 mit den Ergebnissen der Seminare und Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderveranstaltungen der ANL
- Forschungsvergabe der ANL
- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums/Personal der ANL

Heft 19 (1995)

Seminarthemen und Grundsatzfragen

- FLUHR-MEYER, Gerti: Johann Rueß (1869 - 1943) und der Bund Naturschutz in Bayern
- STENSCHKE, York Christian: Rechtsprechung zum naturschutzrechtlichen Inschutznahmeverfahren
- HIRSCH, Stefan: Wallfahrtsstätten als Teil geistlicher Landschaften: "Theatrum terrae sanctae" - Kalvarienberge und Sakrallandschaft in Oberbayern
- BERGER, Rupert: Die Pflanze in Kult und Alltagsbrauch
- BRIEMLE, Helga: Gärten - Von Kindern, für Kinder
- LUZ, Renate: Naturspiel - Beispiel Garten
- AGDE, Georg: Welche Unfälle in Kinderspielbereichen können wir durch gesetzliche und technische Maßnahmen verhüten?
- FISCH, Emmi: Kindergärten - Lust und Last des Unterhaltes
- HÜBNER, Klaus: Wintererlebniswochen - eine Alternative zu Schulschickensen
- KNAUER, Norbert: Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft - Notwendigkeit und Strategie zur Entwicklung einer Biodiversität durch die Landwirtschaft
- ČEŘOVSKÝ, Jan: Die globale Strategie der Biodiversität und ihre nationale Anwendung am Beispiel der Tschechischen Republik
- TAMPE, Klaus: Kosten und Nutzen eines nachhaltigen Schutzes der Biodiversität
- HENLE, Klaus: Mangelnder Erfolg beim Schutz von Biodiversität: Systematisierung der Gründe
- JEDICKE, Eckhard: Grenzstrukturen in Wäldern und ihr Einfluß auf die Avifauna

Forschungsarbeiten:

- MÜLLER, Norbert: Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildfußlandschaften unter dem Einfluß des Menschen
- REICHHOLF-RIEHM, Helgard: Verockerung von Altwassern
- HEMP, Andreas: Die landschaftsökologische Bedeutung der Dolomitkiefernwälder (Buphthalmo - Pinetum) in der Frankenalb
- FISCHER, Hagen S.: Auswertung der geobotanischen Dauerbeobachtungen in ausgewählten Biotopen in Bayern - Konzept und exemplarische Auswertung eines Sandmagerrasenstransekts

ANL-Nachrichten

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1994 • Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1994 mit den Ergebnissen der Seminare • Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderveranstaltungen der ANL • Forschungsvergabe der ANL • Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums Personal der ANL

Beihfte zu den Berichten

Beihfte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

Beihft 1

HERINGER J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Foto. DM 17,-

Beihft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Eisendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos DM 23,-

Beihft 3

SCHULZE E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. DM 37,-

= Beihft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL.

Preise:	Beihefte	Forschungsberichte	LPK	Informationen	Diaserien	Plakate	:Preise
---------	----------	--------------------	-----	---------------	-----------	---------	---------

Fortsetzung: Beiheft 3

Gegenstand und Umfang des Forschungsauftrags · Sträucher in der natürlichen und anthropogen beeinflussten Vegetation Mitteleuropas · Kohlenstoffhaushalt, Wachstum und Wuchsform von Holzgewächsen im Konkurrenzgefüge eines Heckenstandortes, Diss. von Manfred Küppers · Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken · Die Beziehung von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Umland · Die Bewertung der nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht · Autoren: Ernst-Detlef Schulze, Albert Reif unter Mitarbeit von Christoph Knop und Katharina Zahner.

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.
= Beiheft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. DM 36,-

Ziele und Grundlagen der Arbeit · Wissenschaftliche Ergebnisse · Schlußfolgerungen für die Praxis der Landschaftspflege und für den integrierten Pflanzenschutz · Kontakte zu anderen Institutionen · Ergebnisse des Klopffrosen-Programmes zur Phänologie ausgewählter Arthropodengruppen der Hecke · Die Erfassung von Lepidopteren-Larven an Schlehe und Weißdorn · Einfluß des Alters auf die räumlichen Verteilung von Weißdornbüschen auf Phytophage und ihre Parasiten · Einfluß von Alter und räumlicher Verteilung von Wildrosen auf den Wirtler *Notocella roborana* D.&S. und seine Parasiten · Zur Populationsökologie einiger Insekten auf Wildrosen · Untersuchungen zum Verhalten, zur Biologie und zur Populationsdynamik von *Yponomeuta padellus* auf der Schlehe · Faunistisch-ökologische Analyse ausgewählter Arthropoden-Gruppen · Untersuchungen zum Brutvogelbestand verschiedener Heckengebiete – Wildspurendichte und Wildverbiß im Heckenbereich · Analyse des Blatt-Biomasse-Konsums an Schlehe, Weißdorn und Wildrose durch phytophage Insekten · Begründung der Bewertungszahlen für Heckengehölzarten · Aus Kleinschmetterlingen in Hecken gezogene Parasitoidenarten (Tabellen) · Heckenpflanzen als Wirte landwirtschaftlicher Schadorganismen (Tabellen) · Autoren: Helmut Zwölfer, Gerhard Bauer, Gerd Heusinger u.a.

Beiheft 4

ZAHLHEIMER, W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos. DM 21,-

Beiheft 5

ENGELHARDT W., OBERGRUBER R. und REICHHOLF J.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

Beiheft 6

MELZER A. und MICHLER G. et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. DM 20,-

Beiheft 7

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donaupraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. DM 27,-

Beiheft 8

PASSARGE Harro: Avizönosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. DM 18,-

Beiheft 9

KÖSTLER Evelin und KROGOLL Bärbel: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluß der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie). 74 S., 10 Abb., 32 Tab. DM 12,-

Beiheft 10

Bibliographie 1977-1990: Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 294 S. DM 15,-

Beiheft 11

CONRAD-BRAUNER Michaela: Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung – Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Folgen des Staudammbaus 175 S., Zahlr. Abb. u. Karten. DM 44,-

Beiheft 12

Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber; 194 S., 82 Fotos, 44 Abb., 5 Farbkarten (davon 3 Faltkarten), 5 Veg. tab. DM 24,-

* GOPPEL Christoph: Vorwort
* TÖPFER Klaus: Würdigung der Person, Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber
* Fototeil

Fortsetzung: Beiheft 12

- Verzeichnis der wissenschaftlichen Veröffentlichungen von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber
- WÖRNLE Peter: Öffentlichkeitsarbeit für den Naturschutz
- TREPL Ludwig: Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie
- GANZERT Christian: Konzeption für eine ökologische Agrarlandschaftsforschung
- SCHREIBER Karl-Friedrich: Muß eine sekundär-progressive Sukzession immer nach bekannten Modellvorstellungen ablaufen? – Gegenbeispiele aus den Bracheversuchen Baden-Württembergs
- RUTHSATZ Barbara: Erfolgskontrolle von Biotopsicherungsmaßnahmen im Niedermoorgrünland eines NSG in der westpfälzischen Moorniederung bei Kaiserslautern
- ELLENBERG Heinz: Wiesensterben auf Island. – Eine Rück- und Vorschau
- OTTE Annette; Steffi SCHÖFMANN; Inge SCHNIEPP und Ursula DÖRNER (mit einem Beitrag von Wolfgang BRAUN): Eine Kulturlandschaft auf der Roten Liste – Rekonstruktion des Nutzungsgefüges und der Vegetation einer traditionellen Kulturlandschaft am südbayerischen Alpenrand: Landbewirtschaftung in Kochel am See in den 40er und 50er Jahren
- HOISL Richard: Bodenordnung als Beitrag zur Landschaftsentwicklung
- SPANDAU Lutz und Bertram BORETZKI: Biosphärenreservate als Instrument des Naturschutzes
- GREBE Reinhard: Das Biosphärenreservat Rhön – Vorbild einer umweltgerechten Regionalentwicklung

Forschungsberichte

Forschungsbericht 1
JANSEN Antje: Nährstoffökologische Untersuchungen an Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von voralpinen Kalkmagerrasen und Streuwiesen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Vegetationsänderungen. DM 20,-

Forschungsbericht 2
(versch. Autoren): Das Haarmoos – Forschungsergebnisse zum Schutz eines Wiesenbrütgebietes. DM 24,-

Forschungsbericht 3
HÖLZEL Norbert: Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. DM 23,-

Forschungsbericht 4
HAGEN Thomas: Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura; Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition. DM 21,-

Forschungsbericht 5
LOHMANN Michael und Michael VOGEL: Die bayerischen Ramsargebiete – Eine kritische Bestandsaufnahme der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. DM 14,-

Forschungsbericht 6
WESSELY Helga und Rudi SCHNEEBERGER: **Outdoorsport und Naturschutz** (Motivationsanalyse von Outdoorsportlern) (im Druck)

Lehrhilfen

- Handreichung zum Thema Naturschutz und Landschaftspflege (hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Staatsinstitut für Schulpädagogik und Bildungsforschung, München). DM 14,-

Sonderdrucke aus den Berichten der ANL

- »Die Stauseen am unteren Inn« aus Heft 6/82 DM 5,-
- »Natur und Landschaft im Wandel« aus Heft 10/86 (vergriffen)

Landschaftspflegekonzept Bayern

- Bd. I. Einführung DM 38,-
- Bd. II. 1 Kalkmagerrasen DM 45,-
- Teil 1 DM 42,-
- Teil 2
- Bd. II. 2 Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken DM 34,-
- Bd. II. 3 Bodensaure Magerrasen DM 39,-
- Bd. II. 4 Sandrasen DM 34,-
- Bd. II. 5 Streuobst DM 34,-
- Bd. II. 6 Feuchtwiesen DM 32,-
- Bd. II. 7 Teiche DM 27,-
- Bd. II. 8 Stehende Kleingewässer DM 35,-
- Bd. II. 9 Streuwiesen DM 41,-
- Bd. II. 10 Gräben DM 25,-
- Bd. II. 11 Agrotopen DM 35,-
- Teil 1 DM 37,-
- Teil 2
- Bd. II. 12 Hecken- und Feldgehölze DM 43,-
- Bd. II. 13 Nieder- und Mittelwälder DM 36,-
- Bd. II. 14 Einzelbäume- und Baumgruppen DM 32,-

Fortsetzung: Landschaftspflegekonzept Bayern

- Bd. II. 15 Geotope DM 38,-
- Bd. II. 16 Leitungstrassen DM 25,-
- Bd. II. 17 Steinbrüche DM 32,-
- Bd. II. 18 Kies-, Sand- und Tongruben DM 31,-
- Bd. II. 19 Bäche und Bachufer DM 49,-

Informationen

- Informationen 1 – Die Akademie stellt sich vor Falblatt, kostenfrei
- Information 2 – Grundlagen des Naturschutzes. (vergriffen)
- Informationen 3 – Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben. DM 2,-
- Information 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)
- Information 5 – Natur entdecken – Ein Leitfaden zur Naturbeobachtung. DM 2,-
- Information 6 – Natur spruchreif. (Aphorismen zum Naturschutz) DM 6,-
- Information 7 – Umweltbildungseinrichtungen in Bayern DM 15,-

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's

Informationseinheit Naturschutz (CD-ROM-Version) DM 74,-

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.

Diaserien

- Diaserie Nr. 1 »Feuchtgebiete in Bayern« 50 Kleinbilddias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 2 »Trockengebiete in Bayern.« 50 Kleinbilddias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 3 »Naturschutz im Garten« 60 Dias mit Textheft und Begleittasche. DM 150,-

Werbung für Naturschutz

- Plakatserie „Naturschutz“: 3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2. DM 3,- + Verpackungskostenanteil (Rolle) bis 15 Serien. DM 2,-
- Herausgegeben vom „Förderverein der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege“:
- Plakat „Der individuelle Quotdoorsportler“ (Wolfsplakat) DM 5,- + Versandkosten DM 8,-
- Mousepad „Lebensnah, naturnah, NATURSCHUTZ“ DM 8,- + Versandkosten DM 8,-

Faltblätter

„Persönlichkeiten im Naturschutz“

- Prof. Dr. Otto Kraus
- Johann Rueß
- Gabriel von Seidl

Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß

Preise:	Beihefte	Forschungsberichte	LPK	Informationen	Diaserien	Plakate	: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 1/82 in »Laufener Seminarbeiträge« umbenannt worden.

6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz.	DM 8,-
7/79 Wildtierhaltung in Gehegen.	DM 6,-
2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung, in dt. und engl. Ausgabe.	DM 9,-/11,-
3/80 Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2 –	DM 12,-
9/80 Ökologie und Umwelthygiene.	DM 15,-
1/81 Stadtökologie.	(vergriffen)
2/81 Theologie und Naturschutz.	DM 5,-
3/81 Greifvögel und Naturschutz.	(vergriffen)
4/81 Fischerei und Naturschutz.	(vergriffen)
5/81 Fließgewässer in Bayern.	(vergriffen)
6/81 Aspekte der Moornutzung.	(vergriffen)
7/81 Beurteilung des Landschaftsbildes.	(vergriffen)
8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte.	DM 5,-
9/81 Zoologischer Artenschutz.	DM 10,-
10/81 Naturschutz und Landwirtschaft.	(vergriffen)
11/81 Die Zukunft der Salzach.	DM 8,-
12/81 Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.	(vergriffen)
13/81 Seminartergebnisse der Jahre 76-81.	(vergriffen)
1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt- humanökologische Aspekte.	(vergriffen)
2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme.	(vergriffen)
3/82 Bodennutzung und Naturschutz.	DM 8,-
4/82 Walderschließungsplanung.	DM 9,-
5/82 Feldhecken und Feldgehölze.	DM 25,-
6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren.	DM 9,-
7/82 Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz.	(vergriffen)
8/82 Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung.	(vergriffen)
9/82 Waldweide und Naturschutz.	(vergriffen)
1/83 Dorfökologie – Das Dorf als Lebensraum/	
+ 1/84 Dorf und Landschaft. Sammelbd.	(vergriffen)
2/83 Naturschutz und Gesellschaft.	DM 8,-
3/83 Kinder begreifen Natur.	(vergriffen)
4/83 Erholung und Artenschutz.	DM 16,-
5/83 Marktwirtschaft und Ökologie.	(vergriffen)
6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trocken- rasen, Triften und Hutungen.	DM 9,-
7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz.	DM 14,-
8/83 Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung.	(vergriffen)
9/83 Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt.	(vergriffen)
1/84 siehe 1/83	
2/84 Ökologie alpiner Seen.	DM 14,-
3/84 Die Region 8 – Westmittelfranken.	DM 15,-
4/84 Landschaftspflegliche Almwirtschaft.	DM 12,-
5/84 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand.	(vergriffen)
6/84 Naturnaher Ausbau von Grünanlagen.	(vergriffen)
7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes.	DM 16,-
1/85 Rechts- und Verwaltungsaspekte der naturschutz- rechtlichen Eingriffsregelung.	(vergriffen)
2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur.	DM 10,-
3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft.	DM 19,-
4/85 Naturschutz und Volksmusik.	DM 10,-
1/86 Seminartergebnisse der Jahre 81-85.	DM 7,-
2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose.	DM 16,-
3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete.	DM 12,-
4/86 Integrierter Pflanzenbau.	DM 13,-
5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985.	
Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986.	DM 10,-
6/86 Freileitungen und Naturschutz.	DM 17,-
7/86 Bodenökologie.	DM 17,-
8/86 Dorfökologie: Wasser und Gewässer.	(vergriffen)
9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz.	DM 5,-
10/86 Biotopverbund in der Landschaft.	DM 23,-
1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden.	DM 12,-
2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik.	DM 12,-
3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft.	DM 15,-

Fortsetzung: Laufener Seminarbeiträge

4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe.	DM 10,-
5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken	DM 11,-
1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Land- wirte und Landschaftsgärtner.	DM 10,-
2/88 Dorfökologie: Wege und Einfriedungen.	(vergriffen)
3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere.	DM 13,-
1/89 Greifvogelschutz.	DM 13,-
2/89 Ringvorlesung Naturschutz.	DM 15,-
3/89 Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987. Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988.	DM 10,-
4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz?	DM 10,-
1/90 Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie.	(vergriffen)
2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz.	DM 12,-
3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD.	DM 11,-
4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung.	DM 13,-
5/90 Aufgaben und Umsetzung des Landschafts- pflegerischen Begleitplanes.	(vergriffen)
6/90 Inhalte und Umsetzung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP).	(vergriffen)
1/91 Umwelt/Mitwelt/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz.	DM 11,-
2/91 Dorfökologie: Bäume und Sträucher.	DM 12,-
3/91 Artenschutz im Alpenraum	DM 23,-
4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa.	DM 21,-
5/91 Mosaik – Zyklus – Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz.	DM 9,-
6/91 Länderübergreifende Zusammenarbeit im Naturschutz (Begegnung von Naturschutzfach- leuten aus Bayern und der Tschechischen Republik).	DM 17,-
7/91 Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz.	DM 14,-
1/92 Ökologische Bilanz von Stauräumen.	DM 15,-
2/92 Wald- oder Weideland – zur Naturgeschichte Mitteleuropas.	DM 15,-
3/92 Naturschönerer Bildungs- und Erlebnistourismus.	DM 16,-
4/92 Beiträge zu Natur- und Heimatschutz.	DM 21,-
5/92 Freilandmuseen – Kulturlandschaft – Naturschutz.	DM 15,-
1/93 Hat der Naturschutz künftig eine Chance.	DM 10,-
2/93 Umweltverträglichkeitsstudien – Grundlagen, Erfahrungen, Fallbeispiele.	DM 18,-
1/94 Dorfökologie – Gebäude – Friedhöfe – Dorfränder sowie ein Vorschlag zur Dorfbiotopkartierung.	DM 25,-
2/94 Naturschutz in Ballungsräumen.	DM 16,-
3/94 Wasserkraft – mit oder gegen die Natur.	DM 19,-
4/94 Leitbilder, Umweltqualitätsziele, Umweltstandards.	DM 22,-
1/95 Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung?	DM 15,-
2/95 Bestandsregulierung und Naturschutz.	DM 16,-
3/95 Dynamik als ökologischer Faktor.	DM 15,-
4/95 Vision Landschaft 2020.	DM 24,-
1/96 Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes – naturschutzfachliche Anforderungen.	(vergriffen)
2/96 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung – Praxis und Perspektiven	DM 22,-
3/96 Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung	DM 24,-
4/96 GIS in Naturschutz und Landschaftspflege	DM 15,-
5/96 Persönlichkeiten und Prominente nehmen Stellung zum Naturschutz und zur Akademie	(vergriffen)
6/96 Landschaftsplanung – Quo Vadis? Standortbestimmung und Perspektiven gemeindlicher Landschaftsplanung	DM 18,-
1/97 Leitbild – ein neues Leitbild? Möglichkeiten ungestörter Natur- entwicklung für Mitteleuropa	DM 19,-
2/97 Die Kunst des Luxurierens	DM 19,-
3/97 3. Franz-Ruttner-Symposium Unbeachtigte und gezielte Eingriffe in aquatische Lebensgemeinschaften	DM 14,-
4/97 Die Isar – Problemfluß oder Lösungsmodell?	DM 20,-
5/97 UVP auf dem Prüfstand	DM 19,-
1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung	DM 13,-
2/98 Schutz der Genetischen Vielfalt	DM 15,-
3/98 Deutscher und Bayerischer Land- schaftspflegetag 1997	DM 14,-
4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – Quo vadis?	DM 13,-
5/98 Schutzgut Boden	DM 19,-

Fortsetzung: Laufener Seminarbeiträge

6/98 Neue Aspekte der Moornutzung	(im Druck)
7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz	DM 17,-
8/98 Zielarten, Leitarten, Indikatorarten	DM 27,-
9/98 Alpinismus und Naturschutz: Ursprung – Gegenwart – Zukunft	DM 17,-
1/99 Ausgleich und Ersatz	(im Druck)
2/99 Schön wild sollte es sein	(in Vorbereitung)

☐ Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1-4 (1979)	(vergriffen)
Heft 5 (1981)	DM 23,-
Heft 6 (1982)	DM 34,-
Heft 7 (1983)	DM 27,-
Heft 8 (1984)	DM 39,-
Heft 9 (1985)	DM 25,-
Heft 10 (1986)	DM 48,-
Heft 11 (1987)	(vergriffen)
Heft 12 (1988)	(vergriffen)
Heft 13 (1989)	(vergriffen)
Heft 14 (1990)	DM 38,-
Heft 15 (1991)	DM 39,-
Heft 16 (1992)	DM 38,-
Heft 17 (1993)	DM 37,-
Heft 18 (1994)	DM 34,-
Heft 19 (1995)	DM 39,-
Heft 20 (1996)	DM 35,-
Heft 21 (1997)	(im Druck)
Heft 22 (1998)	(in Vorbereitung)
Heft 23 (1999)	(in Vorbereitung)

☐ Vorschau

- LSB Naturschutzvermittlung
- LSB „Bukolien“
- LSB Tourismus grenzüberschreitend
- LSB Aussterben als ökologisches Phänomen
- LSB 4. Franz-Ruttner-Symposium
- LSB Wintersport und Naturschutz
- LSB Umweltbildung im 21. Jahrhundert
- LSB Inn-Salzach: Natur- und Kulturraum

Bezugsadresse:

**Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege**
Postfach 12 61
D-83406 Laufen/Salzach
Tel. 0 86 82/89 63-32
Fax 0 86 82/89 63-17

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 beifügten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

3. Schutzbestimmungen

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

